Recy & DepoTech 2020

Recycling & Abfallverwertung

Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement

Deponietechnik & Altlasten

Internationale Abfallwirtschaft

Konferenzband zur
15. Recy & DepoTech-Konferenz

18. - 20. November 2020
in Leoben, Österreich sowie
in der virtuellen Konferenzwelt auf meetyoo

Herausgeber: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Michael Altendorfer, Alexander Curtis, Tudor Dobra, Karl Friedrich, Lisa Kandlbauer, Karl E. Lorber, Selina Möllnitz, Thomas Nigl, Renato Sarc, Theresa Sattler, Sandra Viczek, Daniel Vollprecht, Thomas Weißenbach und Martin Wellacher.

Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich sowie virtuelle Konferenzwelt auf meetyoo, 18. - 20. November 2020

Recy & DepoTech 2020

Recycling & Abfallverwertung
Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement
Deponietechnik & Altlasten
Internationale Abfallwirtschaft

Herausgeber
Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Michael Altendorfer, Alexander Curtis, Tudor Dobra, Karl Friedrich, Lisa Kandlbauer, Karl E. Lorber, Selina Möllnitz, Thomas Nigl, Renato Sarc, Theresa Sattler, Sandra Viczek, Daniel Vollprecht, Thomas Weißenbach und Martin Wellacher.

AVW
Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft
Eigenverlag

Erfassung, Satz und Seitenlayout der einzelnen Manuskripte dieses Konferenzbandes lagen in der Verantwortung der jeweiligen Autoren.

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben gestattet.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im gesamten Konferenzband alle Namen ohne akademische Grade angegeben.

© Copyright 2020

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5101, Telefax: +43 (0) 3842 / 402-5102,
E-Mail: avaw@unileoben.ac.at, Internet: https://www.avaw-unileoben.at/

AVAW
Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft
Eigenverlag

Gedruckt in Österreich

DGS - Druck u. Graphikservice GmbH
Hardeggasse 69, 1220 Wien, Österreich
Oktober 2020

ISBN: 978-3-200-07190-2

Inhalt

Vorwort Bundesministerin L. Gewessler 5
Vorwort Landeshauptmann H. Schützenhöfer 6
Vorwort Sektionschef C. Holzer 7
Vorwort I. Winter 8
Vorwort Rektor W. Eichlseder 9
Vorwort Präsidentin Dr. Martina Ableidinger 10
Vorwort ÖWAV-Geschäftsführer M. Assmann 11
Editorial R. Pomberger 12
Organisation, Redaktion und Kooperationspartner 15
Wissenschaftliches Komitee 16
Ehrenschutz 18
Förderungen & Firmenpartnerschaften 19
Inhaltsverzeichnis Plenarvorträge 21
Inhaltsverzeichnis Vorträge 22
Inhaltsverzeichnis Poster-Vorträge 34
Inhaltsverzeichnis weitere Beiträge 36
Index English abstracts of plenary lectures 39
Index English abstracts of lectures 40
Index English abstracts of poster lectures 52
Index English abstracts of further articles 55
Plenarvorträge 59
Vorträge 85
Poster-Vorträge 697
Weitere Beiträge 815
English abstracts 841
Autorenverzeichnis 981
Sachregister 991



Vorwort

Bundesministerin Leonore Gewessler

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Nachhaltige Entscheidungen erfordern stets ein solides, tragfähiges Fundament, das auf den aktuellsten Erkenntnissen aus Forschung und Praxis beruht. Die Recy & DepoTech fungiert seit Jahrzehnten als Schnittstelle dieser beiden Welten und dient damit im Bereich Abfall- bzw. Kreislaufwirtschaft als ein wichtiger Impulsgeber und Katalysator für Politik und Wirtschaft.

Hier erfahren Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger durch das Zusammenwirken von Wissenschaft und Wirtschaft erfolgversprechende Lösungsansätze und können die richtigen Weichenstellungen für die intakte Umwelt von morgen vorbereiten. Wie wir in der aktuellen Corona-Krise eindrucksvoll vor Augen geführt bekommen, ist das richtige Timing von Maßnahmen oftmals entscheidend über Erfolg oder Misserfolg. Gegen die Klimakrise gibt es jedoch keine Impfung! Stakeholder auf allen Ebenen sind daher gefordert, rechtzeitig ambitionierte Maßnahmen im Umwelt- und Klimaschutz zu setzen. Der über unsere Grenzen hinaus bestens vernetzte Thinktank Recy & DepoTech ist dabei ein Garant für das Aufzeigen von technologischen Chancen, aber auch von Herausforderungen, die einer Lösung bedürfen.

Die Herausforderungen der Abfallwirtschaft sind vielfältig und spiegeln die Entwicklung der letzten Jahrzehnte wieder. Aktuell sind es unter anderem Problemstellungen rund um Lithium-Ionen-Akkus, künstliche Mineralfasern und Rotorflügel, aber auch Brachflächenrecycling und die deutlich erhöhten Recyclingquoten für Kunststoffe, die die Abfallwirtschaft beschäftigen.

Die stetige Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft zur einer effizienten, nachhaltigen Kreislaufwirtschaft kann nur gelingen, wenn über alle vermeintlichen Hürden hinweg Skepsis ersetzt wird durch den Willen, die Herausforderungen auch anzunehmen. Der Wandel zur Kreislaufwirtschaft beinhaltet die Chance, durch einen Paradigmenwechsel Ressourcen einzusparen und dadurch die natürlichen Lebensgrundlagen für uns und zukünftige Generationen zu bewahren.

In diesem Sinne bedanke ich mich herzlich bei den Organisatorinnen und Organisatoren der Montanuniversität Leoben und wünsche der Recy & DepoTech 2020 einen erfolgreichen Verlauf und gutes Gelingen!





Vorwort

Landeshauptmann Hermann Schützenhöfer
Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Tagungsteilnehmerinnen und -teilnehmer!

Bereits zum 15. Mal findet die Recy & DepoTech in Leoben statt. Mit den Schwerpunktthemen Recycling und Abfallverwertung, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, Deponietechnik und Altlasten sowie Internationale Abfallwirtschaft dreht sich die Konferenz um Zukunftsthemen, die im Rahmen der Klimaschutzziele weiter an Bedeutung gewonnen haben.

Als Landeshauptmann bin ich stolz, dass die Steiermark als Forschungsland Nummer Eins wieder Zentrum in dieser Frage wird, und die größte wissenschaftliche Tagung zum Thema Abfallwirtschaft im deutschsprachigen Raum beherbergt. Die Montanuniversität Leoben und ihre partnerschaftlich verbundenen Unternehmen tragen dazu bei, dass die Steiermark zu den führenden Innovationsregionen Europas zählt.

Mit rund 120 Vorträgen von Referentinnen und Referenten aus zahlreichen Staaten hat sich die Konferenz zur größten und renommiertesten österreichischen Veranstaltung im Bereich Abfallwirtschaft entwickelt. Bei der Recy & Depo Tech, die einen hervorragenden internationalen Ruf genießt, verbinden sich Theorie und Praxis. Im Mittelpunkt steht der interdisziplinäre Austausch.

Ein besonderer Dank gilt dem Organisationskomitee, der Montanuniversität Leoben, allen voran dem Leiter des Lehrstuhles für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Univ.-Prof. Roland Pomberger sowie den Kooperationspartnern, ohne deren Beteiligung eine erfolgreiche Tagung wie diese nicht möglich wäre. Abschließend wünsche ich Ihnen allen eine produktive und inhaltlich ergiebige Tagung sowie schöne Stunden im Grünen Herz Österreichs.

Ein steirisches „Glück auf!“





Vorwort

Sektionschef Dipl.-Ing. Christian Holzer

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Sehr geehrte Damen und Herren!

Die Gesellschaft als Ganzes steht dieser Tage vor großen Herausforderungen, die bisweilen schmerzliche Veränderungen nach sich ziehen, aber andererseits auch die Chance eröffnen, ausgetretene Pfade zu verlassen und neue Wege zu beschreiten. Der ins Auge gefasste Plan einer florierenden Kreislaufwirtschaft ist wie wir wissen kein Zug, auf den man bequem aufspringen kann und dann flott bis ans Ziel gelangt. Die linearen Wirtschaftssysteme des vorigen Jahrhunderts müssen im laufenden Betrieb unter den erschwerten Bedingungen von weltweit vernetzen Märkten und steigenden Verbraucherzahlen in ein zukunftsfähiges System transformiert werden.

Die Österreichische Abfallwirtschaft verfügt über eine ausreichende Resilienz, um diese stürmischen Zeiten zu meistern und den Sprung in die nächste Dimension, der Ära einer umfassenden Kreislaufwirtschaft zu schaffen. Die heimische Vorreiterrolle stützt sich dabei auf arrivierte wissenschaftliche Institutionen wie die Montanuniversität Leoben, die daraus hervorgegangenen Fachleute und natürlich die Unternehmen.

Der Stellenwert der Montanuniversität Leoben mit der Recy & DepoTech zeigt sich seit Jahrzehnten am ungebrochenen Zuspruch durch die gesamte Fachwelt. Die richtige Mischung der angebotenen Vorträge besticht durch hohe Anziehungskraft und garantiert einen Informationsfluss weit über alle Grenzen hinweg.
In diesem Sinne wünsche ich der diesmal als Hybridveranstaltung ausgetragenen Recy & DepoTech einen regen Wissenstransfer auf allen Kanälen und danke den engagierten Veranstaltern den Thinktank Recy & DepoTech trotz widriger Voraussetzungen auch 2020 auf Kurs zu halten.

Mit einem kräftigen Glückauf





Vorwort

Mag.rer.nat. Dr.techn. Ingrid Winter

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Leiterin des Referates Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Das Jahr 2020 hat auch die Abfallwirtschaft vor nicht vorhersehbare Herausforderungen gestellt. Die erforderlichen Vorsorgemaßnahmen zur Eindämmung der Covid-19-Pandemie haben nicht nur Verschiebungen der Abfallströme und Verwertungswege ausgelöst, sondern auch die herkömmlichen Wege der Kommunikation und Bewusstseinsbildung eingeschränkt. Kreative und konsequente Lösungen auf allen Ebenen der kommunalen und privaten Abfallwirtschaft waren und sind zur Anpassung an diese neuen Herausforderungen erforderlich.

In ähnlicher Weise steht auch die Recy & DepoTech 2020 vor großen Herausforderungen. Herrn Prof. Pomberger und seinem Team ist größter Dank dafür auszusprechen, mit dem neuen Format einer Hybrid-Veranstaltung die Durchführung dieser bedeutenden Konferenz zum Themenbereich Abfall- und Ressourcenwirtschaft auch heuer zu ermöglichen.

Ressourcenknappheit und Klimawandel schreiten voran – dies erfordert einen zukunftsfähigen Umgang mit unseren Ressourcen. Das EU-Kreislaufwirtschaftspaket gibt mit z.T. herausfordernden, verbindlichen Vorgaben bezüglich Wiederverwendung und Recycling von Abfällen die Richtung vor. Das Land Steiermark hat das Gebot der Stunde, den Wandel hin zu einer ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft, dementsprechend im Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019 als oberstes Ziel verankert. Zur Umsetzung sind Maßnahmen zur Abfallvermeidung, getrennten Sammlung und noch konsequenteren Verfolgung der Abfallhierarchie ebenso erforderlich wie Innovation und Technologieentwicklungen im Umwelttechnikbereich. Zudem ist eine klimaneutrale und umweltgerechte Ausrichtung der Kreislaufwirtschaft auch im Sinne des gesetzlich verankerten Vorsorgeprinzips umzusetzen.

Der Wandel zur Kreislaufwirtschaft kann aber nur dann gelingen, wenn ein anspruchsvoller fachlicher Diskurs mit allen AkteurInnen möglich ist. Die Recy & DepoTech bietet dafür die ideale Plattform.





Vorwort

Univ.-Prof. DI Dr. Dr.h.c. Wilfried Eichlseder

Montanuniversität Leoben

Sehr geehrte Tagungsteilnehmer,

ob die diesjährige Recy & DepoTech als Präsenzveranstaltung oder über Videokonferenzen abgehalten wird, lässt sich zum Zeitpunkt des Schreibens dieser Zeilen nicht abschätzen. Umso mehr ist es den Veranstaltern zu verdanken, dass sie optimistisch die Vorbereitung dieser traditionellen Veranstaltung in Angriff nehmen. Was uns die Corona-Krise gelehrt hat, ist, flexibel zu sein. So werden in der Vorbereitung auch Alternativen, wie Video- oder Hybrid-Konferenzen angedacht. Ein Erkenntnisaustausch ist auch auf diesem Weg möglich; die sozialen Kontakte lassen sich leider nicht ersetzen.

Diese Flexibilität widerspiegelt auch der neue Slogan der Montanuniversität, nämlich

Alles außer gewöhnlich

Als wir diesen Claim formulierten, haben wir noch nicht erahnt, wie er im Jahr 2020 zur Realität wird. Damit wollten wir zeigen, dass unsere Universität viele außergewöhnliche Facetten aufweist, wie interessante Studien, aktuelle Forschungsgebiete oder ausgezeichnete Berufschancen. Dass wir unter dem Einfluss der Corona-Krise auch allerhand Außergewöhnliches - wie auch bei dieser Veranstaltung - leisten müssen, war dann doch eine Überraschung.

Forschung und Technologieentwicklung im Sinne von Ressourcenschonung und Nachhaltigkeit sind gelebte Ziele der Montanuniversität und tragen wesentlich zur Circular Economy bei. Die Recy & DepoTech hat sich in den vergangenen Jahren zur größten Tagung dieses Fachbereichs im deutschsprachigen Raum entwickelt und liefert einen wichtigen Beitrag zur Weiterentwicklung von Themenstellungen in Bereichen der Nachhaltigkeit. Prof. Pomberger und seinem Team danke ich für den großen Einsatz und wünsche den Teilnehmern interessante Erkenntnisse.

Glück auf!





Vorwort

Präsidentin Dr. Martina Ableidinger
ISWA Austria

Besondere Zeiten erfordern besondere Maßnahmen: Erstmals findet die Recy & DepoTech 2020 als sogenannte „Hybrid“ – Konferenz stattfinden. Zumindest war dies zum Zeitpunkt der Drucklegung so geplant.
Im Namen der ISWA Austria möchte ich großen Dank und Anerkennung an das Organisationsteam der Konferenz aussprechen. Die Durchführung der größten österreichischen Abfallwirtschafts- und Recyclingkonferenz unter den schwierigen Begleitumständen der Corona-Pandemie verdient allerhöchste Wertschätzung!
Schwierige Zeiten machen nicht nur erfinderisch, sie bringen auch systemische Stärken zu Tage. So zeigte die österreichische Abfallwirtschaft im heurigen Jahr dass sie kurzfristig auf die Herausforderungen durch die Pandemie sehr effektiv reagieren konnte.
Mit großer Flexibilität und Ideenreichtum wurde dafür gesorgt, dass die notwendige Aufrechterhaltung der Entsorgungssicherheit und Daseinsvorsorge in Österreich stets gewährleistet war. So wurde in Österreich der Beweis erbracht werden, dass die unverzichtbaren Tätigkeiten der Kernbereiche der Abfallwirtschaft (z. B. Sammlung und Behandlung) auch unter widrigen Umständen verlässlich und sicher funktionieren.
Neue Herausforderungen für die Zukunft gibt es auch abseits der Corona-Thematik, etwa auf Basis der Vorgaben aus Brüssel: Die Umsetzung der Maßnahmen zur Kreislaufwirtschaft oder der Clean Vehicles Directive werden uns in den nächsten Jahren begleiten.
Die Recy & DepoTech ist eine wichtige Plattform zum Erfahrungsaustausch und damit ein Fixpunkt für die Weiterentwicklung von Theorie und Praxis der Abfallwirtschaft in Österreich. ISWA – welche übrigens heuer ihren 50. Geburtstag feierte - gilt als weltgrößter Zusammenschluss von Fachleuten im Bereich Abfallwirtschaft und verfolgt damit international den gleichen Zweck. Die Zusammenarbeit von Recy & DepoTech und ISWA Austria ist daher nicht nur logische Konsequenz, sondern auch langjährig bewährte Tradition.
Für die Premiere der Hybrid-Konferenz wünsche ich allen Beteiligten einen interessanten und inspirierenden Erfahrungsaustausch.
Und: Bleiben Sie gesund!





Vorwort

Geschäftsführer DI Manfred Assmann

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschafts-verband (ÖWAV)

Seit Veröffentlichung des ersten EU-Kreislaufwirtschaftspakets im Jahr 2015 wurde die Entwicklung einer kreislauforientierten Wirtschaft in den Fokus der abfallwirtschaftlichen Planungen der europäischen Mitgliedstaaten gerückt. Zur Umsetzung der ambitionierten Ziele und Vorgaben des Kreislaufwirtschaftspakets (Änderung diverser EU-Richtlinien, Anhebung von Recyclingquoten, Strategie für Kunststoffe etc.) konnten Österreich und weitere europäische Mitgliedstaaten unter großer Anstrengung bereits vielversprechende Strategien entwickeln und zahlreiche Maßnahmen setzen. Dem jüngst veröffentlichten „Green Deal" der Europäischen Kommission sowie dem darin enthaltenen zweiten Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft kann zudem ein anhaltendes und verstärktes Interesse am Wandel zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft in der EU entnommen werden.

Nicht nur diverse EU-Vorgaben, das Kreislaufwirtschaftspaket oder Strategien zur Erreichung der Recyclingziele beschäftigen die Abfallwirtschaft. Ab dem Frühjahr 2020 wurde die Branche zudem durch die Corona-Pandemie auf eine harte Probe gestellt. Durch die im Vergleich zu anderen Ländern ausgezeichnete abfallwirtschaftliche Infrastruktur, die hervorragende Organisation der Entsorgungsdienstleistungen und die gute Zusammenarbeit zwischen privater und kommunaler Entsorgungswirtschaft konnte die Abfallentsorgung in Österreich trotz der Krise beinahe reibungslos sichergestellt werden.

Um die notwendige Innovationskraft der Abfallwirtschaft aufrechterhalten zu können, sollte den Stakeholdern der Branche auch künftig die Gelegenheit geboten werden, den fachlichen Diskurs und den Wissenstransfer aktiv zu nutzen. Aus diesem Grund begrüßt der ÖWAV ganz besonders, dass die diesjährige „Recy & DepoTech" trotz der strengen COVID-19-Sicherheitsauflagen veranstaltet wird. Gerade in herausfordernden Zeiten wie diesen sind „persönlicher" bzw. „digitaler" Wissenstransfer und Erfahrungsaustausch unerlässlich, um den Übergang der österreichischen Abfallwirtschaft in eine kreislauffähige Ressourcen-Ära zu meistern.

Der ÖWAV wünscht der diesjährigen „Recy & DepoTech" viel Erfolg und freut sich auf eine weiterhin gedeihliche Zusammenarbeit.





Editorial

Professor Roland Pomberger

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben

Ein herzliches Leobener Glückauf zur Recy & DepoTech 2020. Zum fünfzehnten Mal trifft sich die abfallwirtschaftliche Community der DACH Länder im November 2020 in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Abfallwirtschaft.

Dieses Jahr ist ANDERS. Das CORONA Virus beeinflusst uns ALLE und natürlich auch unsere heurige Recy & DepoTech. Das gewohnte und erfolgreiche Format ist unter diesen Umständen nicht umsetzbar. Lange haben wir überlegt, wie wir damit umgehen. Eine Absage oder Verschiebung stand für uns aber nicht zur Diskussion. Wir passen uns an die Möglichkeiten an und versuchen das BESTE daraus zu machen. Daher wird die Recy & DepoTech 2020 ALLES AUSSER GEWÖHNLICH sein.
Wenn Sie wollen, können Sie zu uns persönlich nach Leoben kommen. Den 1. Tag werden wir mit der maximal zulässigen Anzahl an TeilnehmerInnen unter Berücksichtigung aller Sicherheitsauflagen mit physischer Anwesenheit spannend gestalten. Diesen Tag können Sie aber auch als LIVE-STREAM über unsere innovative Konferenzplattform miterleben. Donnerstag und Freitag wird die Recy & DepoTech zur virtuellen Konferenz. Wie in einem Videospiel werden Sie sich in der VIRTUELLEN Konferenzwelt bewegen können.
128 Vorträge und 30 Poster werden ONLINE präsentiert. Firmen werden sich in einem virtuellen MESSEPLATZ mit AVATAREN präsentieren. Sogar unser REUSE-KAFFEEHAUS können Sie virtuell besuchen. Aber das Wichtigste sind die THEMEN. Wir befinden uns als Abfallwirtschaft derzeit in einer außerordentlich dynamischen Phase. Viele Rahmenbedingungen sind im Umbruch und Lösungsansätze in Diskussion.

Ich erwarte sehr dynamische und auch innovative Jahre für die Abfallwirtschaft. Neue Europäische Richtlinien und Verordnungen sind umzusetzen, und dies wird uns auch in Österreich vor Herausforderungen stellen. Gerade der Bereich der Kunststoffabfälle steht vor neuen Entwicklungen, sowohl die Technologien als auch die Businessmodelle stehen hier vor Veränderungen. Neue Geschäftsmodelle der Entsorgungslogistik entstehen und könnten die „klassische“ Abfallsammlung in Frage stellen. „Extended Producer Responsibility“ zwingt den Handel und die Industrie sich mit dem End-of-Life ihrer Produkte neu zu beschäftigen. Das Thema der Recyclingfähigkeit von Produkten ist nach Jahren der

Stagnation wieder modern geworden. Nur wenn wir das Wertstoffpotential in unseren Abfällen steigern, kann die verbesserte Sortiertechnologie höhere Recyclingraten liefern. Neue Recyclingtechnologien bieten höherwertigere Verwertung und drängen auf den Markt. Auch in den Bereichen Deponietechnik und Altlastensanierung gibt es positive Entwicklungen und Fallbeispiele zu berichten. Eine Vielzahl von Themen, neuen Ansätzen und Methoden, Fallbeispielen und Lösungsansätzen werden auf dieser Recy & DepoTech vorgestellt. Dieses Jahr weitgehend virtuell.

Die Recy & DepoTech wird von den aktiven KonferenzteilnehmerInnen gestaltet. Der Erfolg wird getragen von ProgrammgestalterInnen, ReferntInnen, Chairperson, DiskutantInnen und TeilnehmerInnen. Die wichtigsten Aktivitäten der Recy & DepoTech sind Vortragen, Zuhören, Diskutieren, Austauschen und Vernetzen. Die Recy & DepoTech bietet dafür die Plattform und steht auch dieses Mal wieder für wertschätzenden Austausch auf hohem fachlichem Niveau.

Ich danke Ihnen für Ihre Teilnahme als Experte aus Forschung, Wirtschaft und Verwaltung. Gerade jetzt und trotz CORONA. Ich wünsche Ihnen und uns eine erfolgreiche Recy & DepoTech 2020.

Mit herzlichem Glückauf!



pre zero



Wir schenken Plastik ein neues Leben

www.prezero.com

Organisation

Organisationsteam

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
der Montanuniversität Leoben

Franz-Josef-Straße 18 (Umweltschutz-Gebäude), 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5103, Fax: +43 (0) 3842 / 402-5102
E-Mail: info@recydepotech.at

Roland Pomberger
Tanja Trieb

Redaktion

Tanja Trieb

Kooperationspartner

Enterprise Europe Network
Green Tech Cluster Styria GmbH
Kunststoff-Cluster
Lehrstuhl für Energieverbundtechnik der Montanuniversität Leoben
Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben
Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des Industriellen Umweltschutzes der Montanuniversität Leoben
MSV Mediaservice & Verlag GmbH (EU-Recycling Magazin)
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
Perm National Research Polytechnic University
Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH
Umwelttechnik-Cluster Oberösterreich
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes
Waste.ua
WtERT Germany GmbH

Wissenschaftliches Komitee

A
Martina Ableidinger, ISWA Austria, Österreich
Helmut Antrekowitsch, Montanuniversität Leoben, Österreich
Manfred Assmann, ÖWAV, Österreich

B
Rupert Baumgartner, Karl-Franzens-Universität Graz, Österreich
Alberto Bezama, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Deutschland
Anke Bockreis, Universität Innsbruck, Österreich

D
Christina Dornack, Technische Universität Dresden, Deutschland

E
Martin Eisenberger, Umweltrecht & Consulting Rechtsanwälte, Österreich
Ertugrul Erdin, Dokuz Eylül Universität, Türkei

F
József Faitli, Universität Miskolc, Ungarn
Johann Fellner, Technische Universität Wien, Österreich
Helmut Flachberger, Montanuniversität Leoben, Österreich
Sabine Flamme, Fachhochschule Münster, Deutschland

G
Stefan Gäth, Justus-Liebig-Universität Gießen, Deutschland
Evangelos Gidarakos, Technische Universität Crete, Griechenland
Daniel Goldmann, Technische Universität Clausthal, Deutschland

H
Stefan Herzer, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Soraya Heuss-Aßbichler, Ludwig-Maximilians-Universität München, Deutschland
Wilhelm Himmel, Montanuniversität Leoben, Österreich
Peter Hodecek, Scholz Austria GmbH, Österreich
Christian Holzer, Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Österreich
Clemens Holzer, Montanuniversität Leoben, Österreich
Marion Huber-Humer, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

K
Thomas Kienberger, Montanuniversität Leoben, Österreich
Martin Kranert, Universität Stuttgart, Deutschland
Gernot Kreindl, Stadtgemeinde Leoben, Österreich
Alfred Krenn, Ehrenmitglied Recy & DepoTech, Österreich
Daisy Kroker, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Rainer Kronberger, Magistrat der Stadt Wien, Österreich

Wissenschaftliches Komitee

L
David Laner, Universität Kassel, Deutschland
Stephan Laske, Greiner Packaging International GmbH, Österreich
Markus Lehner, Montanuniversität Leoben, Österreich

M
Mario Mocker, Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Deutschland

N
Michael Nelles, Universität Rostock, Deutschland

P
Thomas Pretz, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Deutschland

Q
Peter Quicker, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Deutschland

R
Arne Ragossnig, RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, Österreich
Harald Raupenstrauch, Montanuniversität Leoben, Österreich
Helmut Rechberger, Technische Universität Wien, Österreich
Karl Reiselhuber, Magistrat der Stadt Wien, Österreich
Gerhard Rettenberger, Ingenieurgruppe RUK GmbH, Deutschland
Marco Ritzkowsky, Technische Universität Hamburg-Harburg, Deutschland

S
Christoph Scharff, Altstoff Recycling Austria AG, Österreich
Liselotte Schebek, Technische Universität Darmstadt, Deutschland
Helmut Stadler, ISWA Austria sowie Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes, Österreich

T
Stephanie Thiel, Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Deutschland

U
Olga Ulanova, Technische Universität Irkutsk, Russland

W
Ingrid Winter, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Österreich
Werner Wruss, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Z
Gerhard Ziehenberger, Saubermacher Dienstleistungs AG, Österreich
Michael Zorzi, BALSA Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Österreich

Ehrenschutz

Leonore GEWESSLER
Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Hermann SCHÜTZENHÖFER
Landeshauptmann der Steiermark

Johann SEITINGER
Landesrat für Land- und Forstwirtschaft, Wohnbau, Wasser- und Ressourcen-management

Christian HOLZER
Sektionschef des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Ingrid WINTER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Wilfried EICHLSEDER
Rektor der Montanuniversität Leoben

Martina ABLEIDINGER
Präsidentin der ISWA Austria

Hans ROTH
Präsident des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Manfred ASSMANN
Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes

Bernhard PUTTINGER
Geschäftsführer der Green Tech Cluster Styria GmbH

Förderungen & Firmenpartnerschaften

Förderstellen

Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Abteilung 14 - Referat Abfall- und Ressourcenwirtschaft
Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

Gold-Firmenpartner

PORR Umwelttechnik GmbH

Silber-Firmenpartner

ecorec Österreich GmbH
Felbermayr Bau GmbH & Co KG
Norske Skog Bruck GmbH
Saubermacher Dienstleistungs AG

Bronze-Firmenpartner

ANDRITZ AG
BALSA GmbH
Bernegger GmbH
Brantner Österreich GmbH
denkstatt GmbH
ESW Consulting WRUSS ZT GmbH
FCC Austria Abfall Service AG
ferroDECONT GmbH
Geocycle Österreich
GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
Keller Grundbau Ges.mbH
Keycycle GmbH
Komptech GmbH
Lindner-Recyclingtech GmbH
OMV
Reclay Group
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH
STADLER Anlagenbau GmbH
TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH
Tyrolit Schleifmittelwerke Swarovski
Umweltdienst Burgenland GmbH
UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH
w&p Zement GmbH
WEHRLE Umwelt GmbH
Zementwerk Hatschek GmbH
ZenRobotics

(Stand 5. November 2020)


150
YEARS
Intelligente Lösungen
für eine lebenswerte
Zukunft.
Mit ihrer langjährigen Erfahrung ist die PORR Umwelttechnik GmbH
eine verlässliche Partnerin – zum Beispiel, wenn Boden oder Grund-
wasser kontaminiert sind. Bei der Sanierung der Altlast K22 hat
die PORR Umwelttechnik die Betriebsgebäude dekontaminiert und
rückgebaut sowie die Hotspots im Untergrund saniert. Die errichtete
Grundwasserreinigungsanlage bleibt in Betrieb, bis die Sanierungs-
zielwerte erreicht sind.
put.at
PORR

Inhaltsverzeichnis Plenarvorträge

Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit
R. Pomberger 59

Was kann moderne Abfall-Aufbereitungstechnik leisten?
T. Pretz 77

Inhaltsverzeichnis Vorträge
Recycling & Abfallverwertung

Lösungen E-Mobility

Entwicklung einer vollständigen Wertschöpfungskette für Lithium-Ionen-Batterierecycling in Österreich
P. Beigl, S. Scherhaufer, F. Part, S. Salhofer, T. Nigl, M. Altendorfer, R. Pomberger, I. Meyer & M. Sommer 85

Batterien aus der E-Mobilität in Second-Life-Anwendungen
V. Stein, A. Arnberger, A. Nickl, R. Ungerböck & M. Werinos 89

Batterierecycling

Lithium-Ionen-Batterien: Anforderungen an das Recyclingverfahren der Zukunft
S. Windisch, P. Nagovnak, A. Holzer, C. Ponak & H. Raupenstrauch 95

Mechanische Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batterien in Abhängigkeit der Demontagetiefe
T. Lyon, T. Mütze & U.A. Peuker 101

Untersuchungen zur mechanischen Entschichtung von Elektroden aus Lithium-Ionen-Altbatterien
D.M. Werner, S. Schrader, T. Mütze & U.A. Peuker 107

Metallrecycling

Recycling von Al-Schrotten mit hohem Organikanteil
S. Wibner & H. Antrekowitsch 113

Thermische Metallgewinnung aus Tertiärabfällen
H. Lugmayr, K. Bernegger, M. Riedl & C. Mlinar 119

Systemkonzeptionierung von Schredderanlagen im Metall- und Schrottrecycling
T. Kraffczyk & R. Pomberger 121

Nassmechanische Verfahren

A powerful pair in plastics recycling: ANDRITZ's latest shredder and separation technology
F. Frühauf & H. Sassen 125

Überführung eines nass-mechanischen Aufbereitungsverfahrens für Altkunststoffe in den Pilotmaßstab
D. Schwabl, M. Bauer, M. Peyha & M. Lehner 129

Plastics recycling

Influence of pre-screening before ballistic separation on NIR-sorting quality of plastic rich 3D-fractions out of MCW
S. Möllnitz, B. Küppers, A. Curtis, R. Sarc & K. Khodier 135

Applicability of multivariate data analysis to improve the sorting degree of recycled polyethylene
M. Bredács, G. Oreski, A. Frank, G. Pinter & G. Szilveszter 141

Sensortechnologien

Entwicklungen auf dem Gebiet der sensorgestützten Sortierung von Müll bei Binder+Co
G.U. Weingrill, R. Huber & A. Böhm 145

Erstellung einer Datenbank zur Echtzeitanalytik von Abfällen
T. Weißenbach & R. Sarc 153

Langzeituntersuchung zur stoffstromspezifischen Kalibrierung eines nahinfrarotgestützten Echtzeitanalyse-Systems
M. Kölking, S. Flamme, T. Glorius & S. Mayer 159

Trocken-mechanische Verfahren

Combining laser cleaning and LIBS: fast and precise recycling of metal alloys
M. Chao, J.U. Günther, A. Ashan & C. Bohling 165

Beschreibung und Darstellung der Messmöglichkeiten für die Gleichmäßigkeit inhomogener Stoffströme
C. Nordmann & E. Pfund 171

Entwicklung einer Methodik zur Wertstoffgehaltsbestimmung von feinkörnigen Abfällen
K. Johnen, N. Kroell & A. Feil 177

Entwicklung eines innovativen Multimetallseparators zur Aufbereitung von Post-Consumer Elektronikschrott
C. Borowski, T. Link & U. Brand 183

Smart Sorting

Digital and service transformation of business models - the case of ATM Recyclingsystems
C. Ropposch, M. Kohlbacher, V. Skof & A. Anbauer 189

Modulare Sortierprozesse und künstliche Intelligenz als Mittel zum Recycling von Elektro(nik)-Altgeräten
M. Vogelgesang, L. Schebek, K. Bokelmann & W. Benner..... 195

Einfluss von Durchsatz und Inputzusammensetzung auf die sensorgestützte Sortierung
B. Küppers, S. Schlögl & D. Vollprecht 201

Reifegradanalyse zum Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung
K. Friedrich & T. Fritz 211

Thermische Verfahren

Thermochemische Vorbehandlung – Erste Erkenntnisse am Fallbeispiel einer an Organik reichen Feinfraktion
C. Wartha, R. Kranner, M. Meirhofer & M. Peinsipp 221

Kinetische Modellierung einer Kunststoff Pyrolyse
A.E. Lechleitner, M. Lehner, T. Schubert &, W. Hofer..... 227

Die neue Wirbelschichtverbrennungsanlage der Norske Skog Bruck GmbH
M. Simmler, K. Steinlechner & A. Gruber-Waltl 233

Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von CFK
J. Stockschläder & P. Quicker 237

Inhaltsverzeichnis Vorträge
Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement

Mehrwegverpackungen

Wirtschaftliche Motive für Ein- und Mehrwegverpackungen
M. Wellacher & S. Kastelic 241

Mehrweginitiativen im to go Getränke- und Lebensmittelbereich – Beispiele für aktuelle Entwicklungen
A. Bockreis, J. Knapp & D. Kornthaler 251

Plastics in the environment

Environmental effects of fireworks with special consideration of plastic emissions
J.M. Woidasky, L. Deuschle, K. Oßwald & V. Weiser 255

Erfahrungen mit der biologischen Abbaubarkeit von kompostierbaren Kaffeekapseln
A. Aldrian, L. Wiesenfellner, S. Zirps & L.-M. Fellinger 263

PlasticFreeDanube: Composition of macro-plastic waste in and along the Danube River
J. Mayerhofer, S. Lenz & G. Obersteiner 271

Brandschutz in der Abfallwirtschaft

Vertiefende Ursachenermittlung zu Brandereignissen in der österreichischen Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft
T. Nigl, T. Bäck & R. Pomberger 279

Statistische Betrachtung von Infrarot-Sensordaten in der Aufbereitung mit Relevanz zur Brandfrüherkennung
M. Autischer, S. Holzschuster & T. Nigl 287

Aktives Vorbeugen von Bränden durch beschädigte Akkus in der Ersatzbrennstoffproduktion mit dem Lindner Feuer-Präventionssystem
T. Huber, S. Scheiflinger-Ehrenwerth & A. Säumel 295

Ecodesign

The circular packaging design guideline and holistic sustainability assessment in circular economy
M. Tacker, U. Gürlich & B. Wohner 299

Verpackungsabfälle

Steigerung der Recyclingquoten für Kunststoffverpackungen – Wege und ihre Potenziale
U. Gelbmann & S. Haberlandt 301

90 %-Erfassung von Kunststoff-Getränkeverpackungen
W. Hauer, A. Allesch, P. Beigl, M. Huber-Humer & M. Wellacher 309

Papier in der Abfallwirtschaft - Reines Recyclingprodukt oder auch ernstzunehmender Kunststoffersatz
L. Merckens 315

Rechtliche/wirtschaftliche Rahmenbedingungen

Unter der Ökodesign-Richtlinie sollen Produktdesign und Recycling enger zusammenwachsen
R. Brüning & J. Wolf 319

Der Bundes-Abfallwirtschaftsplan: Fluch oder Segen der Abfallwirtschaft?
M. Eisenberger, L. Schneeberger & C. Wutte 325

Chemisches Recycling – neue Verfahren und neue Player in der Abfallwirtschaft? Stand und Ausblick
P. Hodecek 333

Neuerungen im Umgang mit Altlasten aufgrund der erwarteten Reform des Altlastensanierungsgesetzes
P. Ivankovics & R. Ladeck 339

Future Waste

Energieversorgung 2050 – Herausforderungen für die Abfallwirtschaft
C. Lampert, J. Oliva & M. Tesar 345

Sekundärressourcen aus Photovoltaik, Windturbinen und E-Autos
S. Scherhaufer, F. Part, P. Beigl, I. Meyer & M. Sommer 349

Rückbau und Recycling von Windenergieanlagen
P. Weißhaupt 353

Mechanische Verbundsauftrennung beim Recycling von c-Si Photovoltaikmodulen: Aktueller Stand und neue Ansätze
T. Dobra, M. Wellacher & R. Pomberger 359

Lebensmittelabfälle

Reporting of food waste in the EU – Results of current estimates in Germany
M. Kranert, P. Fuchs, D. Leverenz, G. Hafner, T. Schmidt & F. Schneider..... 363

Auswirkung von optimierter Verpackung auf das Lebensmittelabfallvermeidungspotential bei Konsumenten
G. Obersteiner, M. Cociancig, S. Luck & J. Mayerhofer..... 369

Status-Quo der Abfallwirtschaft

Kreislaufwirtschaft in der Steiermark – zukunftsweisende Ansätze auf Landesebene
I. Winter 375

Einheitliche Restmüllanalysen in Österreich 2018/19 – Erfahrungen und Ergebnisse
W. Hauer..... 379

Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich: Status 2019
C. Neubauer, B. Stoifl, M. Tesar & P. Thaler 383

CRx = n*Cx/ (Sx-n ... + Sx-1 + Sx) = > 45 %? Welche Sammelquote für Batterien und Akkumulatoren ist realistisch?
M. Pollak, M. Samhaber, K. Meisterl, W. Hauer & T. Maier 387

Inhaltsverzeichnis Vorträge
Deponietechnik & Altlasten

Deponie auf Deponie

Deponie auf Deponie - Maßnahmen zur Sicherung und Erhaltung bestehender Entwässerungseinrichtungen
J. Kässinger, W. Edenberger & M. Lobenhofer 391

Planung und Umsetzung von „Deponie auf Deponie“-Vorhaben in Deutschland
C. Weiler, U. Bartl & A. Piepenburg 399

Landfill Mining

Ökonomische und ökologische Bewertung des Deponierückbaus: Fallbeispiele aus Brandenburg
D. Laner & J. Fellner 407

Das Interreg-Projekt COCOON – Erfahrungsaustausch auf dem Gebiet des Deponiemanagements
U. Stock 411

ReWaste4.0 - Anlage der Zukunft

Mechanische Abfallbehandlungsanlage der Zukunft
A. Curtis & R. Sarc 419

Entwicklungen in Richtung Anlage der Zukunft
M. Pinkel, A. Curtis & R. Sarc 425

ReWaste4.0 - Maschinen der Zukunft

Die multifunktionale Anlage zur Sortierung unterschiedlicher Abfallströme am Beispiel der Anlage Hackl Container
R. Waltenberger, V. Arzberger, T. Hirtenfelder & O. Hackl 433

Optimierte Vorzerkleinerung gemischter Gewerbeabfälle auf Basis empirischer Modelle
K. Khodier, C. Feyerer & R. Sarc 437

BLUELINE – Entwicklung einer dynamisch rekonfigurierbaren Aufbereitungsanlage
G. Doninger 443

ReWaste4.0 - Abfall als Rohstoff

Mehr Recycling – Hat der Ersatzbrennstoff noch Zukunft?
G. Schmidt 449

Co-Processing von Ersatzbrennstoffen: Beitrag der Zementindustrie zur Recyclingrate
S.A. Viczek, A. Aldrian, R. Sarc & C. Lampl 455

Finden unsere zukünftigen Stoffströme einen Markt?
A. Säumel, M. Pinkel & R. Sarc 463

Altlasten – KPC

Grundwassersanierung und Bodenwäsche: Praxiserprobte Verfahren und Kosten für PFAS-belastete Medien
H.-G. Edel 471

Wirksamkeitsnachweis des oxidativen Abbaus von PCE mit dem HaloCrete®-Verfahren im Pilotversuch
P. Freitag & T.G. Reichenauer 477

Standortspezifische Auswahl von kohligen Sorbentien für die in-situ Bodensanierung – KOKOSAN II
G. Sigmund, S. Chaudhuri, T. Hüffer, T. Hofmann, O. Mann, K. Wruss, S. Prenner, S. Jung-Waclik & A. Kurz 483

Altlasten - Fallbeispiel I - organische Schadstoffe

Sanierung IN-Campus: Aus Raffineriegelände wird Technologiezentrum
B. Faigle & B. Volz 487

Klassische Sanierungstechnologie unter erschwerten Bedingungen - Fallbeispiel aus dem Sanierungsalltag
R. Patek 491

Vegetable oil extraction of petroleum hydrocarbons from soil and subsequent separation via non-woven fabrics
M. Lackner, V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch, A.P. Loibner, K. Putz, M. Plank & N. Rüttinger 495

Altlasten - Fallbeispiel II - anorganische Schadstoffe

Das Düsenstrahlverfahren und seine Anwendungsmöglichkeiten in der Altlastensanierung
A. Zöhrer, C. Deporta & P. Freitag 501

Sanierung Altlast K22 „Lederfabrik Dr. Hans Neuner“
A. Pausweg & P. Müller 505

Erkundung und Sanierung der Altlast ST 32 „Halde Schrems“ in der Gemeinde Frohnleiten
G. Döberl & M. Schröttner 511

Deponietechnik

Polymerfreie geosynthetische Tondichtungsbahn (GBR-C) für die Verwendung in herausfordernden Milieus
K. Thimm, S. Niewerth, O. Syllwasschy & H. Lassnig 517

Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs in Feststoffproben zur Beurteilung laut Deponieverordnung
O. Mann, S. Coskuner, T. Klinger, F. Maringer, L. Sappl, M. Gazetovici, K. Wruss & W. Wruss 523

Potenziale und Grenzen der Deponiebelüftung
M. Ritzkowski & K. Kuchta 527

Strömungscharakterisierung von Gasen bei der In-situ Aerobisierung von Deponien
N. Fricko, C. Brandstätter & J. Fellner 531

Inhaltsverzeichnis Vorträge
Internationale Abfallwirtschaft

Textile waste

The new Waste Framework Directive and its impact on textile waste
A. Bartl & W. Ipsmiller 539

State-of-the-art and future perspectives in textile recycling
W. Ipsmiller & A. Bartl 545

Tex2Mat: The recycling of towels and laundry made from PET and cotton
U. Jenull-Halver & C. Holzer 549

Biogene Abfälle

Die Biotonne in Großwohnanlagen - Arbeitsmappe für Abfallwirtschafts-betriebe und Hausverwaltungen
S. Kreibe, R. Berkmüller & A. Martin 553

Fremdstoffgehalt in Biogut – Potential der Entfrachtung durch Vorbehandlung
M. Brune & A. Feil 559

DeSort - Störstoffmanagement in biogenen Abfällen
H. Kaltenböck, M. Wellacher & R. Pomberger 565

International waste management

Leitfaden für den nachhaltigen Umgang mit Abfällen in besonders geschützten Naturgebieten in Russland
O.V. Ulanova & J. Ebbing 573

Development of local municipal solid waste management in the Western Transdanubia region of Hungary
Z. Nagy, B. Csőke, J. Faitli, R. Romenda & A.A. Kállay 579

Abfallvermeidung

Leistungen der österreichischen Reparaturszene für Kreislaufwirtschaft und Klimaschutz
M. Neitsch, M. Wagner & I. Schanda 587

Abfallberatung – mehr als eine ökologische Grundausbildung?
A. Krenn 589

Innovative Sammlung

Ergebnisse am Pilotversuch Wertstoffscanner – Abfallvermeidungs-potential
A. Opelt, M. Kornthaler, C. Nager, S. Oswald & C. Patzig 593

Innovative Speiserestesammlung in Asien
M. Meirer 599

Untersuchungen zum spezifischen Aufkommen von Werbung in Briefkästen von Privathaushalten
F. Eck, J. Henrich & S. Gäth 601

Thermochemische Verfahren

Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie
T. Sattler, D. Vollprecht, V. Dietrich & J. Schimek 605

Technische Möglichkeiten der Abfallvermeidung in der Stahlproduktion
C. Adam, K. Schraut & E. Weingart 611

Was bedeuten neue Erkenntnisse zur Schlackenkonditionierung für die Abfallwirtschaft?
D. Vollprecht, S. Neuhold & R. Pomberger 619

Chlor-Plattform – Verwertung chlorhaltiger Kunststoffabfälle und Rück-gewinnung kritischer Metalle
M. Peer, B. Berninger, M. Peer, A. Hofmann, M. Franke & W. Kunz 623

Ressourceneffizienz

Von der Stoffflussanalyse zur Handlungsempfehlung
H. Rechberger 627

Aggregierte Kennzahlen zur Bewertung von Ressourceneffizienz
P. Hense & M. Mocker 631

Environmental-economic impact assessment of business models in the Austrian waste economy
I. Meyer & M. Sommer 637

Abfallwirtschaftliche Aspekte im Bauwesen

SCI_BIM - Tool für verwertungsorientierten Rückbau
M. Rašković, A.M. Ragoßnig & U. Moroz 643

Forschungskolleg Verbund.NRW - Interdisziplinäre Forschung zur Ressourceneffizienz von Verbundwerkstoffen
S. Stahn, P. Quicker & S. Flamme 649

Recyclingpotentiale in der Bauindustrie
S. Schützenhofer 655

Circularity by Design – Können temporäre Wohnformen nachhaltig gestaltet werden?
J. Zeilinger & M. Huber-Humer 663

Biologische Verfahren

Anlagensicherheit von Biogas-/Anearobanlagen mit beispielhafter MSR/PLT
G. Rettenberger & R. Schneider 671

Biologische Metallrückgewinnung aus Aschen und Schlacken nach der Müllverbrennung
K. Kremser, G.M. Guebitz, S. Thallner, S. Spieß, M. Haberbauer & J. Kucera 675

Membranbioreaktor zur Reinigung von Oberflächenwasser eines Abfallbehandlungsbetriebs
B. Mayr & T. Garstenauer 681

The potential of insects in waste management – an introduction to possible applications
L. Himler, M. Lehner, C. Ertl & A. Friedacher 687

Inhaltsverzeichnis Poster-Vorträge

Hydrothermale Verflüssigung biogener Reststoffe
T. Braunsperger & M. Ellersdorfer 697

Qualitätsbezogene Bewertung der Recyclingleistung mittels Statistischer Entropie
C. Roithner & H. Rechberger 703

Trash Free Transbaikal Nationalpark
O.V. Ulanova, A.V. Tulochonova & E.W. Komarova 707

Collective research projects: Reviewing gaps in the recycling of multilayer flexible food packaging
A. Bauer & V. Krauter 711

Zukünftige Recyclingpotenziale: Eine Untersuchung metallischer Rohstoffe in Smartphones
B. Bookhagen, D. Bastian, P. Buchholz, C. Koeberl, J. Irrgeher, C. Opper, T. Prohaska & M. Faulstich 713

Circular economy from an SDG perspective: A multi-stakeholder process for developing policy options
D. Schrack & E.G. Hansen 719

Recycling von additiv gefertigten Kuben aus Ti64
R. Kratzsch, T. Mütze & U.A. Peuker 725

KASKADE - Enzymatischer Abbau persistenter Mineralölkohlen-wasserstoffe
V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch, A.P. Loibner, M. Lackner, K. Putz, M. Plank & N. Rüttinger 729

Effizienzbestimmung der Vertreiberpflichten nach ElektroG
R. Brüning, J. Wolf, S. Löhle, U. Schmiedel, I. Oehme & K. Zaidi 731

Packaging recycling in EU member states – requirements from the circular economy package
S. Pichler 735

Die ökologischen Auswirkungen der Deponierung von Bodenaushub im Vergleich zur Verwertung zu Komposterde
M. Rumetshofer & F. Poschacher 737

Gewinnung einer organischen Fraktion aus gemischten Siedlungs-abfällen mittels Hydrozyklon
A. do Carmo Precci Lopes, C. Ebner, S. Robra & A. Bockreis 743

Mobile Abwasserreinigungsanlage in der Altlastensanierung
P. Müller, R. Mischitz, B. Binder & F. Hametner 747

Chancen und Hürden einer optimierten Verwertung von Fettabscheider - Inhalten in einer Tiroler Tourismusregion.
T. Lichtmannegger, C. Kinzel, J. Knapp, C. Ebner & A. Bockreis 751

Ökobilanzielle Betrachtung der Altlampenverwertung
T. Pitschke, H. Nordsieck & M. Seitz 755

Charakterisierung von Partikeln gemischten Gewerbeabfalls über Partikeldeskriptoren zur sensorischen Messung der Korngröße
L. Kandlbauer, R. Sarc & K. Khodier 761

Nachhaltige Verpackungen – Materialeffizienz anhand Vorbild Natur?!
N. Wild, M. Feuchter, I.C. Gebeshuber, C. Adami, M. Vasiljevic, P. Schindler, A. Póczi, M. Macqueen, H. Pamminger, J. Dobretsberger & A. Brandstätter 769

Life cycle assessment of waste wood used for energy production – Methodology and case studies
M. Hingsamer, J. Pucker-Singer, G. Jungmeier, J. Van Bael, J. Al Koussa, W. Van der Stricht, S. Van de Casteele & F. Norman 773

Einflussfaktoren auf die Qualität der Sperrmüllsammlung im Burgenland
M. Meirhofer, T. Schlögl, R. Kranner & C. Wartha 779

Entwicklung eines hydrometallurgischen Recyclingkonzeptes für Lithium-Ionen-Batterien
E. Gerold, S. Luidold, M. Honner, H. Antrekowitsch & A. Arnberger 785

Abbaubare Kunststoffe unter nicht optimierten Umweltbedingungen
S. Lenz, J. Mayerhofer & G. Obersteiner 789

Residual municipal waste composition analysis – New methods for Czech waste management
J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas 791

Untersuchung der Heterogenität von bromierten Flammschutzmitteln in Kunststoffen aus EAGs
A. Jandric, F. Part, M. Huber-Humer, S. Salhofer & C. Zafiu 795

Circular by Design (CbD) - Ressourcenwende über nachhaltiges Produktdesign am Fallbeispiel Kühl-/Gefriergeräte
S. Raatz, M. Heibeck, M. Bickel, C. Liedtke, C. Tochtrop, M. Schliack, S. Förster, M. Wächter & J. Irmer 799

Tex2Mat: Recycling of industrial PA textiles to fibres and injection moulded parts
C. Holzer & U. Jenull-Halver 805

Bioleaching von Hüttenstäuben mit schwefeloxidierenden Bakterien
S. Thallner, S. Spieß, M. Haberbauer & L. Birklbauer 809

Inhaltsverzeichnis weitere Beiträge

MTV 2019 in Österreich - Überblick über den Einsatz von Mehrweg-transportverpackungen in Österreich
P. Hietler, S. Lichtnegger & C. Pladerer..... 815

Weniger Müll für's Lebensg`fühl: Abfallvermeidungsprojekt in Schladming
S. Lichtnegger & C. Pladerer 823

BauKarussell: Social Urban Mining in Kooperation mit der Bundes-immobiliengesellschaft mbH
M. Meissner, T. Romm & M. Neitsch 827

Abfallvermeidung im österreichischen Lebensmittelgroßhandel
C. Pladerer & P. Hietler..... 831

EVT

ENERGIEVERBUNDTECHNIK

Der Lehrstuhl für Energieverbundtechnik unter der Leitung von Herrn Prof. Thomas Kienberger beschäftigt sich in Forschung und Lehre schwerpunktmäßig mit Fragestellungen, die darauf abzielen mittels interdisziplinären, systemischen Ansätzen die Energieeffizienz von öffentlichen Energiesystemen und Gesamtsystemen entlang der Wertschöpfungskette der produzierenden Industrie zu optimieren.

Nähere Informationen zu unseren aktuellen Forschungsprojekten finden Sie unter http://evt-uniloeben.ac.at



MONTAN UNIVERSITÄT LEOBEN

Kontakt
Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben
evt@uniloeben.ac.at
+43 3842 402 5401



Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband





Das österreichische **Kompetenzzentrum** für **Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft**

www.oewav.at

zukunft SEIT 1909 denken

Vivis Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH

www.vivis.de

Wir widmen uns aktuellen verfahrens- und anlagentechnischen sowie politischen, rechtlichen und wirtschaftlichen Themen, soweit sie die Abfall- und Kreislaufwirtschaft und die Energie- und Rohstoffwirtschaft betreffen. Unsere Aufgabe sehen wir in der Kommunikation zwischen Politik, Verwaltung, Wirtschaft, Technik und Wissenschaft.

Zu wichtigen Themen veranstalten wir Konferenzen und Congresse – dazu geben wir Bücher heraus.

Stets sind wir auf der Suche nach interessanten Referenten, aktuellen Themen und spannenden Projekten, um unser Angebot weiterzuentwickeln. Gern lassen wir uns von neuen Ideen inspirieren und diskutieren deren Realisierbarkeit.

Insgesamt sind bislang bei uns etwa zweitausend Fachbeiträge erschienen, die in ihrer Gesamtheit einen guten Überblick über technische, wirtschaftliche, rechtliche und politische Entwicklungen geben. Seit einiger Zeit stellen wir Ihnen einen großen Teil der Fachbeiträge kostenlos auf unserer Internetseite zur Verfügung.

Wir geben seit vierzig Jahren Fachbücher zu zahlreichen Themen des technischen Umweltschutzes heraus:

- Thermische Abfallbehandlung & energetische Verwertung
- Dokumentation von Abfallverbrennungsanlagen
- MBA & Ersatzbrennstoffe
- Recycling & Rohstoffe
- Mineralische Nebenprodukte & Abfälle
- Abwasser & Klärschlamm
- Strategie & Umweltrecht
- Immissionsschutz
- Biologische Abfallbehandlung

Unsere Konferenzen im Überblick:

- Berliner Abfallwirtschafts- und Energiekonferenz
- Berliner Recycling- und Sekundärrohstoffkonferenz
- Berliner Konferenz Mineralische Nebenprodukte und Abfälle
- IRRC – Waste-to-Energy
- Berliner Klärschlammkonferenz

TK Verlag GmbH
Dorfstraße 51
D-16816 Nietwerder-Neuruppin
Tel. +49.3391-45.45-0 • Fax +49.3391-45.45-10
E-Mail: tkverlag@vivis.de • Web: www.vivis.de

Für Sie jetzt auch erreichbar mit unserer neuen Konferenz-App für unterwegs.

Download für Android

Download für iOS

Index English abstracts of plenary lectures

Theoretical and real recyclability
R. Pomberger 841

About the performance of modern waste processing technology
T. Pretz 842

Index English abstracts of lectures
Recycling & waste processing

Solutions e-mobility

Developing the lithium-ion battery value chain for recycling in Austria
P. Beigl, S. Scherhaufer, F. Part, S. Salhofer, T. Nigl, M. Altendorfer, R. Pomberger, I. Meyer & M. Sommer 843

Second-life batteries from e-mobility application
V. Stein, A. Arnberger, A. Nickl, R. Ungerböck & M. Werinos 844

Batterie recycling

Lithium-ion-batteries: Requirements for the recycling process of the future
S. Windisch, A. Holzer, C. Ponak, P. Nagovnak & H. Raupenstrauch 845

Mechanical processing of lithium-ion-batteries in dependence to the dismantling level
T. Lyon, T. Mütze & U.A. Peuker 846

Investigations on the mechanical delamination of electrodes from spent lithium-ion batteries
D.M. Werner, T. Mütze, S. Schrader & U.A. Peuker 847

Metall recycling

Recycling of aluminium scrap with a high organic content
S. Wibner & H. Antrekowitsch 848

Pyrometallurgical metal recovery from preprocessed shredder residues
H. Lugmayr, K. Bernegger, M. Riedl & C. Mlinar 849

System concept of shredder plants in scrap and metal recycling
T. Kraffczyk & R. Pomberger 850

Wet mechanical processes

A powerful pair in plastics recycling: ANDRITZ's latest shredder and separation technology
F. Frühauf & H. Sassen 851

Transferring a wet mechanical treatment for processing waste plastic fractions into a pilot scale
D. Schwabl, M. Bauer, M. Peyha & M. Lehner 852

Plastics recycling

Influence of pre-screening before ballistic separation on NIR-sorting quality of plastic rich 3D-fractions out of MCW
S. Möllnitz, B. Küppers, A. Curtis, R. Sarc & K. Khodier 853

Applicability of multivariate data analysis to improve the sorting degree of recycled polyethylene
M. Bredács, G. Oreski, A. Frank, G. Pinter & G. Szilveszter 854

Sensor technologies

Developments in the field of sensor-based sorting of waste at Binder+Co
G.U. Weingrill, R. Huber & A. Böhm 855

Database for the real-time analysis of waste
T. Weißenbach & R. Sarc 856

Long-term investigation for the material specific calibration of a near-infrared based real-time analysis system X
M. Kölking, S. Flamme, T. Glorius & S. Mayer 857

Dry-mechanical processes

Combining laser cleaning and LIBS: fast and precise recycling of metal alloys
M. Chao, J.U. Günther, A. Ashan & C. Bohling 858

Specification and characterization of measuring possibilities for fluctuations of inhomogeneous waste streams
C. Nordmann & E. Pfund 859

Development of a methodology for valuable material content determination of fine-grained waste
K. Johnen, N. Kroell & A. Feil 860

Development of an innovative multimetal separator for the processing of post-consumer electronic waste
C. Borowski, T. Link & U. Brand 861

Smart sorting

Digital and service transformation of business models - the case of ATM Recyclingsystems
C. Ropposch, M. Kohlbacher, V. Skof & A. Anbauer 862

Modular sorting processes and artificial intelligence as tools for e-waste recycling
M. Vogelgesang, L. Schebek, K. Bokelmann & W. Benner..... 863

Influence of throughput rate and input compositino on sensor-based sorting
B. Küppers, S. Schlögl & D. Vollprecht 864

Maturity analysis for the use of data analysis in sensor-based sorting
K. Friedrich & T. Fritz 865

Thermal processes

Thermochemical pretreatment of a biological waste fraction - first results from technical scale experiments
C. Wartha, R. Kranner, M. Meirhofer & M. Peinsipp 866

Kinetic modeling of industrial plastic pyrolysis
A.E. Lechleitner, M. Lehner, T. Schubert & W. Hofer 867

The new fluidized bed boiler of the Norske Skog Bruck papermill
M. Simmler, K. Steinlechner & A. Gruber-Waltl 868

Possibilities and limitations for the disposal of carbon fibre reinforced plastic waste
J. Stockschläder & P. Quicker 869

Index English abstracts of lectures
Waste management & resource management

Reusable packaging

Economic reasons for single use packaging versus reusable packaging
M. Wellacher & S. Kastelic..... 870

Reusable initiatives in the to go beverage and food sector - examples of current developments
A. Bockreis, J. Knapp & D. Kornthaler..... 871

Plastics in the environment

Environmental effects of fireworks with special consideration of plastic emissions
J. M. Woidasky, L. Deuschle, K. Oßwald & V. Weiser..... 872

Experiences on the biodegradability of compostable coffee capsules
A. Aldrian, L. Wiesenfellner, S. Zirps & L.-M. Fellinger..... 873

PlasticFreeDanube: Composition of macro-plastic waste in and along the Danube River
J. Mayerhofer, S. Lenz & G. Obersteiner..... 874

Fire protection in waste management

In-depth investigation of the causes of fire incidents in the Austrian waste management, disposal and recycling industry
T. Nigl, T. Bäck & R. Pomberger..... 875

Statistical observation of infrared sensor data in waste processing and its relevance for early fire detection
M. Autischer, S. Holzschuster & T. Nigl..... 876

Active prevention of fires caused by damaged batteries during alternative fuel production thanks to Lindner's FPS
T. Huber, S. Scheiflinger-Ehrenwerth & A. Säumel..... 877

Ecodesign

The circular packaging design guideline and holistic sustainability assessment in circular economy
M. Tacker, U. Gürlich & B. Wohner..... 878

Packaging waste

Raising the recycling quota of plastic packaging materials – Approaches and their potentials
U. Gelbmann & S. Haberlandt 879

90 %-collection of single-use plastic beverage bottles in Austria
W. Hauer, A. Allesch, P. Beigl, M. Huber-Humer & M. Wellacher..... 880

Paper in the waste management industry – merely recycling product or possible plastics replacement
L. Merckens 881

Legal/economic framework

Productdesign and recycling are brought closer together under the ecodesign directive
R. Brüning & J. Wolf..... 882

The Austrian waste management plan: curse or blessing for the waste industry?
M. Eisenberger, L. Schneeberger & C. Wutte..... 883

New processes and new players in waste management? Status and outlook
P. Hodecek 884

Handling of contaminated sites based on the anticipated reform of the Austrian Contaminated Sites Remediation Act
P. Ivankovics & R. Ladeck 885

Future waste

Energy supply 2050 - Challenges for waste management
C. Lampert, J. Oliva, M. Tesar & B. Walter 886

Secondary resources from photovoltaic, wind power and electric vehicles
S. Scherhaufer, F. Part, P. Beigl, I. Meyer & M. Sommer 887

Dismantling and recycling of wind turbines
P. Weißhaupt 888

Mechanical delamination in the recycling process of photovoltaic modules: Current situation and new approaches
T. Dobra, M. Wellacher & R. Pomberger 889

Food waste

Reporting of food waste in the EU – Results of current estimates in Germany
M. Kranert, P. Fuchs, D. Leverenz, G. Hafner, T. Schmidt & F. Schneider..... 890

Impact of optimised packaging on the food waste prevention potential at consumer level
G. Obersteiner, M. Cociancig, S. Luck & J. Mayerhofer..... 891

Status quo of waste management

Circular economy in Styria – Future-oriented approaches at the regional level
I. Winter 892

Standardized analyses of mixed municipal waste in Austria 2018/19 – Experiences and results
W. Hauer..... 893

Sorting and recycling of plastic waste in Austria: Status 2019
C. Neubauer, B. Stoifl, M. Tesar & P. Thaler 894

CRx= n*Cx/ (Sx-n ... + Sx-1 + Sx) = > 45 %? Is the current collection target for batteries and accumulators realistic?
M. Pollak, M. Samhaber, K. Meisterl, W. Hauer & T. Maier 895

Index English abstracts of lectures
Landfill technology & site remediation

Landfill on landfil

Landfill on landfill - measures to secure and maintain existing drainage facilities
J. Kässinger, W. Edenberger & M. Lobenhofer 896

Planning and implementation of “landfill on landfill” projects in Germany
C. Weiler, U. Bartl & A. Piepenburg 897

Landfill mining

Economic and environmental assessment of landfill mining: case studies from Brandenburg
D. Laner & J. Fellner 898

The Interreg project COCOON - exchange of experience in the field of landfill management
U. Stock 899

ReWaste4.0 – Plant of the future

Mechanical smart waste factory
A. Curtis & R. Sarc 900

Developments towards a smart waste factory
M. Pinkel, A. Curtis & R. Sarc 901

ReWaste4.0 – Machines of the future

The multifunctional plant for sorting different types of waste – Hackl Container a case study from Austria
R. Waltenberger, V. Arzberger, T. Hirtenfelder & O. Hackl 902

Optimized coarse shredding of mixed commercial waste, based on empirical models
K. Khodier, C. Feyerer & R. Sarc 903

BLUELINE – developing a flexible processing plant
G. Doninger 904

ReWaste4.0 – Waste as raw material

More recycling – Does substitute fuel still have a future?
G. Schmidt 905

Co-processing of solid recovered fuels: Contribution of the cement industry towards recycling rates
S.A. Viczek, A. Aldrian, R. Sarc & C. Lampl 906

Will our future waste material flows find a market?
A. Säumel, M. Pinkel & R. Sarc 907

Contaminated sites – KPC

Groundwater remediation and soil washing - best practice processes and costs for PFAS-contaminated media
H.-G. Edel 908

Demonstration of the oxidative degradation of PCE using the HaloCrete® technique in a pilot study
P. Freitag & T.G. Reichenauer 909

Site-specific selection of carbonaceous materials for in-situ soil remediation – KOKOSAN II
G. Sigmund, S. Chaudhuri, T. Hüffer, T. Hofmann, O. Mann, K. Wruss, S. Prenner, S. Jung-Waclik & A. Kurz 910

Contaminated sites - Case study I - Organic pollutants

Remediation project IN-Campus: From refinery to technology park
B. Faigle & B. Volz 911

Classic remediation technology under complicated conditions – a case study out of daily routine in remediation business
R. Patek 912

Vegetable oil extraction of petroleum hydrocarbons from soil and subsequent separation via non-woven fabrics
M. Lackner, V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch, A.P. Loibner, K. Putz, M. Plank & N. Rüttinger 913

Contaminated sites - Case study II - Inorganic pollutants

Jet Grouting and its application in heavily contaminated site remedation
A. Zöhrer, C. Deporta & P. Freitag 914

Remediation of contaminated site K22 „Lederfabrik Dr. Hans Neuner“
A. Pausweg & P. Müller 915

„Halde Schrems“: Site investigation and remediation of a historical mining waste deposit in Frohnleiten (Austria)
G. Döberl & M. Schröttner 916

Landfill technology

Polymer-free Geosynthetic Clay Liner (GCL) for use in challenging environments
K. Thimm, S. Niewerth, O. Syllwasschy & H. Lassnig 917

Determination of elemental carbon in solid samples for assessment according to the landfill regulation
O. Mann, S. Coskuner, T. Klinger, F. Maringer, L. Sappl, M. Gazetovici, K. Wruss & W. Wruss 918

Potentials and limits of landfill aeration
M. Ritzkowski & K. Kuchta 919

Characterizing gas flow during in-situ aeration of landfills
N. Fricko, C. Brandstätter & J. Fellner 920

Index English abstracts of lectures
International waste management

Textile waste

The new waste framework directive and its impact on textile waste
A. Bartl & W. Ipsmiller 921

State-of-the-art and future perspectives in textile recycling
W. Ipsmiller & A. Bartl 922

Tex2Mat: The recycling of towels and laundry made from PET and cotton
U. Jenull-Halver & C. Holzer 923

Biogenic waste

The bio-waste bin in large housing estates - workbook for waste management companies and property managements
S. Kreibe, R. Berkmüller & A. Martin 924

Impurity level in biowaste - potential of impurity removal by pretreatment
M. Brune & A. Feil 925

DeSort - Impurity management in biogenic waste
H. Kaltenböck, M. Wellacher & R. Pomberger 926

International waste management

Guide to sustainable waste management in specially protected natural areas in Russia
O.V. Ulanova & J. Ebbing 927

Development of local municipal solid waste management in the Western Transdanubia Region of Hungary
Z. Nagy, B. Csőke, J. Faitli, R. Romenda & A.A. Kállay 928

Waste avoidance

Contributions of the austrian repair sector to the circular economy and climate change mitigation
M. Neitsch, M. Wagner & I. Schanda 929

Waste consulting - more than just basic ecological training
A. Krenn 930

Innovative collection

Results from pilot-trials wastescanner – Potential to reduce waste
A. Opelt, M. Kornthaler, C. Nager, S. Oswald & C. Patzig 931

Innovative food waste collection in Asia
M. Meirer 932

Examination of the specific volume of advertisement in private postboxes
F. Eck, J. Henrich & S. Gäth 933

Thermochemical processes

Suitability of non-hazardous mineral wool waste as supplementary cementitious material in cement industry
T. Sattler, D. Vollprecht, V. Dietrich & J. Schimek 934

Towards zero waste in steel industries
C. Adam, K. Schraut & E. Weingart 935

What do novel insights into slag conditioning mean for waste management?
D. Vollprecht, S. Neuhold & R. Pomberger 936

Chlorine Platform - recycling of chlorine-containing plastic waste and recovery of critical metals
M. Peer, B. Berninger, M. Peer, A. Hofmann, M. Franke & W. Kunz 937

Resource efficiency

Material flow analysis as a basis for decision making
H. Rechberger 938

Aggregated indices for the assessment of resource efficiency
P. Hense & M. Mocker 939

Environmental-economic impact assessment of business models in the Austrian waste economy
I. Meyer & M. Sommer 940

Waste management aspects in civil engineering

SCI_BIM – Tool for recovery-oriented demolition
M. Rašković, A.M. Ragoßnig & U. Moroz 941

Forschungskolleg Verbund.NRW - Interdisciplinary research on the resource efficiency of composite materials
S. Stahn, P. Quicker & S. Flamme 942

Recycling potential in the building industry
S. Schützenhofer 943

Circularity by design – a contribution towards sustainability in urban temporary housing
J. Zeilinger & M. Huber-Humer 944

Biological processes

Plant safety of biogasplants with exemplary measuring and process control technology
G. Rettenberger & R. Schneider 945

Microbial recovery of metals from waste incineration ashes and slags
K. Kremser, G.M. Guebitz, S. Thallner, S. Spieß, M. Haberbauer & J. Kucera..... 946

Membrane bioreactor for the cleaning of surface water of a solid waste treatment site
B. Mayr & T. Garstenauer..... 947

The potential of insects in waste management – an introduction to possible applications
L. Himler, M. Lehner, C. Ertl & A. Friedacher..... 948

Index English abstracts of poster lectures

Hydrothermal liquefaction of biogenic residues
T. Braunsperger & M. Ellersdorfer 949

Quality-focused recycling assessment by application of statistical entropy
C. Roithner & H. Rechberger 950

Trash free transbaikal national park
O.V. Ulanova, A.V. Tulochonova & E.W. Komarova 951

Collective research projects: Reviewing gaps in the recycling of multilayer flexible food packaging
A. Bauer & V. Krauter 952

A comprehensive metal investigation of smartphones for future recycling potentials
B. Bookhagen, D. Bastian, P. Buchholz, C. Koeberl, J. Irrgeher, C. Opper, T. Prohaska & M. Faulstich 953

Circular economy from an SDG perspective: A multi-stakeholder process for developing policy options
D. Schack & E.G. Hansen 954

Recycling of additive manufactured cubes made of Ti64
R. Kratzsch, T. Mütze & U.A. Peuker 955

KASKADE - Enzymatic degradation of weathered petroleum hydrocarbons
V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch, A.P. Loibner, M. Lackner, K. Putz, M. Plank & N. Rüttinger 956

Evaluation of the efficiency of obligations for distributors according to ElektroG
R. Brüning, J. Wolf, S. Löhle, U. Schmiedel, I. Oehme & K. Zaidi 957

Packaging recycling in EU member states – requirements from the circular economy package
S. Pichler 958

An ecological comparison of the recycling and landfilling of excavated soils
M. Rumetshofer & F. Poschacher 959

Extraction of organics from municipal solid waste (MSW) by means of a hydrocyclone
A. do Carmo Precci Lopes, C. Ebner, S. Robra & A. Bockreis 960

Mobile wastewater treatment plant in the remediation of contaminated site
P. Mueller, R. Mischitz, B. Binder & F. Hametner 961

Opportunities and challenges for an optimized utilization of grease trap contents in a Tyrolean tourism region
T. Lichtmannegger, C. Kinzel, J. Knapp, C. Ebner & A. Bockreis 962

Life cycle assessment of tube and lamp treatment
T. Pitschke, H. Nordsieck & M. Seitz 963

Characterisation of particles from mixed commercial waste by particle descriptors for sensor-based measurement of the particle size
L. Kandlbauer, R. Sarc & K. Khodier 964

Sustainable packaging – nature as a role model for material-efficient design
N. Wild, M. Feuchter, I.C. Gebeshuber, C. Adami, M. Vasiljevic, M. Macqueen, H. Pamminger, J. Dobretsberger, P. Schindler, A. Póczi & A. Brandstätter 965

Life cycle assessment of waste wood used for energy production – Methodology and case studies
M. Hingsamer, J. Pucker-Singer, G. Jungmeier, J. Van Bael, J. Al Koussa, W. Van der Stricht, S. Van de Casteele & F. Norman 966

Parameters influencing the quality of bulky waste collection in Burgenland
M. Meirhofer, T. Schlögl, R. Kranner & C. Wartha 967

Development of a hydrometallurgical recycling concept for lithium-ion batteries
E. Gerold, S. Luidold, M. Honner, H. Antrekowitsch & A. Arnberger 968

Bio-degradable plastics under non-optimized environmental conditions
S. Lenz, J. Mayerhofer & G. Obersteiner 969

Residual municipal waste composition analysis – New methods for Czech waste management
J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas 970

Investigation of the heterogeneity of brominated flame retardants in plastics from WEEE
A. Jandric, F. Part, M. Huber-Humer, S. Salhofer & C. Zafiu 971

Circular by Design (CbD) - Resource turnaround via sustainable product design using the case study of refrigerators and freezers
S. Raatz, M. Heibeck, M. Bickel, C. Liedtke, C. Tochtrop, M. Schliack, S. Forester, M. Wächter & J. Irmer 972

Tex2Mat: Recycling of industrial PA textiles to fibres and injection moulded parts
C. Holzer & U. Jenull-Halver 973

Bioleaching of metallurgical dusts with sulfur-oxidizing bacteria
S. Thallner, S. Spieß, M. Haberbauer & L. Birklbauer 974

Index English abstracts of further articles

RTP 2019 in Austria - Overview of the use of reusable transport packaging in Austria
P. Hietler, S. Lichtnegger & C. Pladerer..... 975

„Less waste for a better way of life": Waste prevention project in Schladming
S. Lichtnegger & C. Pladerer 976

BauKarussell: Social urban mining in cooperation with Bundesimmobiliengesellschaft mbH
M. Meissner, T. Romm & M. Neitsch 977

Waste avoidance in the Austrian food wholesale
C. Pladerer & P. Hietler..... 978


CTC
CLEANTECH
CLUSTER


PNRPU


GREEN
TECH
CLUSTER


TPT
ThermoprozessTECHNIK


KC
KUNSTSTOFF
CLUSTER


V.EFB
Verein zur Verleihung
des Zertifikates eines
Entsorgungsfachbetriebes


WASTE
waste.ua


VOEB
VERBAND ÖSTERREICHISCHER
ENTSORGUNGSBETRIEBE
Gemeinsam
Ressourcen sichern


WtERT
Waste-to-Energy Research and Technology


enterprise
europe
network
Business Support at Your Doorstep


VTiU
VerfahrensTECHNIK
des industriellen Umweltschutzes

Plenarvorträge

Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit

R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Zukünftig sollten die Recyclingfähigkeit neu definieret werden. Erkennbarkeit und Sortierfähigkeit, aber auch die Eignung der Sammelsysteme sind unbedingt zu berücksichtigen. Die Prüfung der Recyclingfähigkeit soll auch durch experimentelle Tests abgesichert werden. Das Stufenmodell der Recyclingfähigkeit und die Methode der Material-Nutzungszeit werden vorgestellt. Wenn wir zukünftig mehr und besser recyclingfähige Produkte in unseren abfallwirtschaftlichen Anlagen finden, werden wir technisch auch in der Lage sein, diese zu separieren und zu verwerten. Der Gesetzgeber ist aufgerufen für diese Privilegierung von recyclingfähigen Produkten die geeigneten Rahmenbedingungen und Anreizsysteme zu schaffen. Ökomodulation ist dazu ein wirksames Mittel.

1 EINLEITUNG

Immer mehr Produkte werben mit den Attributen „*recyclingfähig*“ oder „*kompostierfähig*“ und signalisieren den Konsumenten damit besondere Umweltverträglichkeit. Aus Sicht der Abfallwirtschaft ist die Frage berechtigt, ob diese Produkte wirklich recycelt werden und wie sie sich in unserem REALEN abfallwirtschaftlichen System verhalten. Bei genauerem Hinsehen lösen sich leider viele Versprechungen in Luft auf. Die Recyclingfähigkeit bezieht sich oft nur auf den Werkstoff, der theoretisch stofflich verwertet werden könnte. Damit ist aber die technische Recyclingfähigkeit noch lange nicht gegeben. Dazu gehört nämlich auch noch die Erkennbarkeit z.B. durch Sensoren, aber auch die Ausschleusbarkeit in Sortiermaschinen, um ein Partikel aus einem Gutstrom abzuscheiden. Es muss auch ein geeignetes Recyclingverfahren für das, in der Sortierung gewonnene Konzentrat, vorhanden und nutzbar sein.
In realen abfallwirtschaften Systemen sind aber zusätzlich noch das Verhalten des Abfallerzeugers, das Vorhandensein und der Einfluss des Sammelsystems, die reale Verschmutzung und die regionalen Aspekte, wie die Existenz von geeigneten Sortieranlagen, zu berücksichtigen. Wenn all das berücksichtigt wird, dann können wir von der realen Recyclingfähigkeit sprechen.

2 RAHMENBEDINGUNGEN

Derzeit wird die Diskussion zum Thema Recyclingfähigkeit weitgehend auf Verpackungen und hier im speziellen auf Kunststoffverpackungen reduziert. Kunststoffverpackungsabfälle stellen aber nur einem relativ kleinen Abfallstrom dar, auf Österreich bezogen nur etwa 3,7 % der Siedlungsabfälle oder 0,25 % aller Abfälle. Allerdings zeigt sich, dass gerade Produkte aus Kunststoff und hier besonders die Kunststoffverpackungen, noch nicht jene Recyclingquoten erreichen konnten wie Produkte aus anderen Werkstoffen. Es ist evident, dass der Werkstoff Kunststoff in Hinblick auf seine Kreislauffähigkeit noch deutliches Nachholpotential aufweist.
Die Reduktion der Diskussion auf Kunststoffprodukte greift allerdings zu kurz. Wenn wir mehr rezyklieren wollen, müssen wir alle Produkte, die zu Siedlungsabfall werden, in ihrer Recyclingfähigkeit verbessern. Die Forderung nach verbesserter Recyclingfä-

higkeit ist grundsätzlich an alle Produkte zu stellen, allerdings gelten gesetzliche Vorgaben an die Recyclingfähigkeit, ausgedrückt durch Sammel- und Verwertungsquoten nur für bestimmte Produkte bzw. deren Abfallströme.
Aufgrund der aktuellen Diskussion und der offensichtlichen Notwendigkeit von besserer Recyclingfähigkeit von Kunststoffprodukten bzw. deren Abfällen wird im Folgenden die Recyclingfähigkeit von Kunststoffabfällen besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Ausgangslage für Kunststoffabfälle - Neue Europäische Rahmenbedingungen
Mit der Kunststoffstrategie der Europäischen Kommission (2018) will die Europäische Union eine Grundlage für eine neue Bewirtschaftung von Kunststoffmaterialien schaffen. Bei der Gestaltung und Herstellung von Kunststoffprodukten soll den Erfordernissen in Bezug auf Vermeidung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Reparatur und Recycling in vollem Umfang Rechnung getragen werden. Zu den Hauptzielen gehören die Erhöhung der Wertschöpfung und die Verminderung der Verschmutzung sowie der schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt durch Kunststoffe. Zur Erreichung dieser Ziele sind ausdrücklich auch zukünftige Produkte adressiert, die vermehrt stofflich verwertbar (recyclingfähig) gestaltet werden sollen.
Um dem Zukunftsbild einer Kreislaufwirtschaft näher zu kommen, sind in der Kunststoffstrategie Maßnahmen aufgelistet, welche auch auf nationaler und regionaler Ebene umgesetzt werden sollten. Darunter ist insbesondere die Forderung nach recyclingfreundlicher Gestaltung von Produkten gemeint, damit diese am Ende ihres Lebenszyklus (EoL) verstärkt dem Recycling zugeführt werden können.
Das Ziel der EU-Kunststoffstrategie bis 2030 100 % wiederverwendbare oder recyclingfähige Kunststoffe (nicht nur Verpackungen) zu erreichen ist sehr ambitioniert. Das wird auch durch unternommene Potentialbetrachtungen deutlich.

Recyclingquoten
Die Erhöhung der Recyclingquote stellt dabei ein maßgebliches Instrument der Europäischen Union und deren Mitgliedsstaaten dar, um insbesondere Treibhausgas Einsparungen zu erreichen. Die neuen EU-weiten Rahmenbedingungen basieren maßgeblich auf dem EU-Kreislaufwirtschaftspaket und auf der EU Plastics Strategy, die sich auch in entsprechenden Aktionsplänen und nicht zuletzt im Abfallwirtschaftsgesetz niederschlagen. Neben daraus hervorgegangenen strengen Vorgaben wie der Single-Use Plastics Directive (SUP-Richtlinie, Europäisches Parlament und Rat 2019) und der Abfallrahmenrichtlinie werden in Studien und Strategien die Erhöhung des Recyclings und die Verbesserung der Kreislaufwirtschaft zu diesem Zweck maßgeblich gefordert. Hierzu sind ein stärkerer Produktfokus sowie die Erweiterung der Herstellerverantwortung essentiell. Nur unter Einbeziehung der Hersteller von Produkten ist die Einhaltung der gestiegenen Kunststoffrecyclingquoten unter massiven Anstrengungen möglich.

Spezielle Recyclingquoten für Verpackungen
In der EU-Verpackungsrichtlinie 1994 wurden mit der Novelle 2018 den Mitgliedsstaaten neue und höhere Recyclingraten für Verpackungen auferlegt. Bis zum Jahr 2030 sollen mindestens 70 % aller in Verkehr gebrachten Verpackungen recycelt werden. Für Kunststoffverpackungen liegt das Mindestziel für 2025 bei 50 % und für 2030 bei 55 %. Bisher lag das Ziel für 2025 bei 22,5 %.
Im Rahmen der erweiterten Herstellerverantwortung sollen weniger Verpackungsabfälle entstehen, diese dafür vermehrt getrennt gesammelt und recycelt werden. Diesbezüglich liegt es in der Verantwortung des Herstellers, seine Verpackungen selbst oder durch ein genehmigtes Sammel- und Verwertungssystem einer geeigneten Verwertung zuzuführen.

Neben der Quantität sind auch Qualitätsnormen von den Mitgliedsstaaten zu erfüllen, um ein möglichst hochwertiges Recycling von Verpackungsabfällen und Verbundverpackungen zu ermöglichen. Die Mitgliedsstaaten wurden aufgefordert, geeignete Maßnahmen zu treffen, um den Anteil an wiederverwendbaren Verpackungen zu steigern und gleichzeitig den Verbrauch von nicht recycelbaren Verpackungen zu minimieren.

Fallbeispiel Steiermark

In der Steiermark fallen im Jahr etwa 425.000 t/a (2018) kunststoffhaltige Abfälle an. Kunststoffe machen davon etwa 130.000 t/a aus, wobei insgesamt lediglich ca. 800 t/a wiederverwendet und etwa 12.000 t/a zu Kunststoffrezyklaten verarbeitet werden können. Damit liegt die aktuelle Recyclingquote bei unter 10 % (bei Leichtverpackungen, mit 70 % Kunststoffanteil, beträgt die Recyclingquote ca. 25 %).

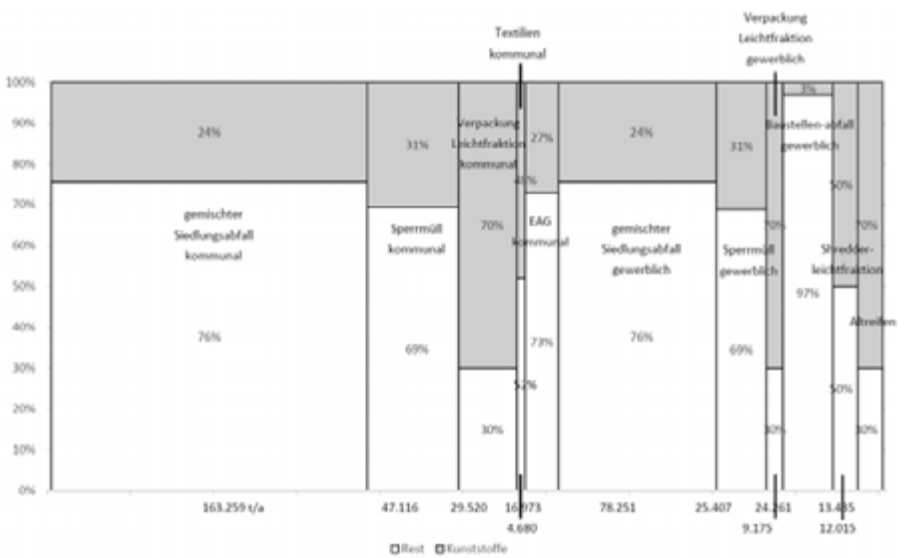


Abb. 1: Marimekko-Diagramm über die Kunststoff-enthaltenden Abfallfraktionen in der Steiermark und deren Kunststoff-Anteil 2018. Die x-Achse zeigt die Menge der Abfallfraktionen in t/a, die y-Achse das Verhältnis zwischen dem Kunststoffanteil (orange) und dem Rest (blau) innerhalb einer Abfallfraktion (Wellacher 2020.

3 WAS IST RECYCLINGFÄHIGKEIT?

Der Begriff „*Recyclingfähigkeit*“ kann aus Sicht der Abfallwirtschaft definiert werden, als Fähigkeit eines Produkts nach einer getrennten Sammlung und/oder abfalltechnischen Aufbereitung einer stofflichen Wiederverwertung zugeführt zu werden.

Die Recyclingfähigkeit kann für grundsätzlich für alle physischen Produkte festgestellt werden. Sie ist ein individuelles Attribut und als graduelle Kennzahl Ausdruck und Instrument von Produktverantwortung. Die Bewertung der Recyclingfähigkeit wird im Wesentlichen von zwei Parametern bestimmt: der Beschaffenheit der Erzeugnisse und den realen Verwertungswegen nach Gebrauch. Recyclingfähigkeit ist keine theoretische Eigenschaft. Richtig verstanden wird hiermit die stoffliche Eignung eines Erzeugnisses abgebildet, im Rahmen etablierter Erfassungs- und Verwertungsstrukturen zur Schließung von Stoffkreisläufen beizutragen.

Gerade für Verpackungen bestehen verschiedene Definitionen, die sich in ihren Grundaussagen weitgehend decken:

„Um als recyclingfähig zu gelten, müssen Produkte folgenden Kriterien entsprechen: Das eingesetzte Material wird durch länderspezifische sowie regionalspezifische Sammelsysteme erfasst und kann nach Stand der Technik sortiert werden. Weiters wird es in einem Recyclingprozess nach Stand der Technik verwertet. Die daraus gewonnenen Sekundärrohstoffe haben ein Marktpotential, um als Ersatz materialidenter Neuware verwertet zu werden.“ (Packaging Design for Recycling 2020)

„Recyclingfähigkeit in diesem Dokument bezieht sich im Unterschied zum Recyclingbegriff des KrWG immer auf ein hochwertiges und werkstoffliches Recycling. Diese Recyclingfähigkeit ist die grundsätzliche und graduelle Eignung einer Verpackung, nach Durchlaufen industriell verfügbarer Rückgewinnungsprozesse Neuware in werkstofftypischen Anwendungen zu substituieren.“ (Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister 2019)

„Recyclingfähigkeit ist die individuelle graduelle Eignung einer Verpackung oder eines Erzeugnisses, in der Nachgebrauchsphase tatsächlich materialidentische Neuware zu substituieren“; „tatsächlich“ meint hierbei, dass Erfassungs- und Verwertungsstrukturen im industriellen Maßstab die Voraussetzung bilden.“ (cyclos-HTP)

Kernpunkte bei diesen Definitionen sind einerseits die „*werkstofftypische bzw. materialidente Substitution von Neuware*“ und andererseits das „*tatsächliche Durchlaufen von Recyclingprozessen*“. Das Material muss also „*wirklich*“ gesammelt, sortiert und werkstofflich verwertet werden.
Die Anforderung der „*materialidenten Substitution von Neuware“* ist für Verpackungen durchaus nachvollziehbar, und stellt hier ein anstrebenswertes Ziel dar. Es ist allerdings zu hinterfragen ob diese Anforderung grundsätzlich auch beim Recycling anderer Produkte aufrecht zu erhalten ist. Außerhalb des Verpackungsbereiches besteht eine viel größere Materialvielfalt, sodass die stoffliche Verwertung zu Rezyklaten, Regeneraten, Blends oder Legierungen, die in Standardanwendungen jeweils korrespondierendes Neumaterial ersetzen können, vielfach besonders schwierig ist und daher andere Anwendungen oder auch rohstoffliches Recycling erforderlich machen könnten.



* ≙ (implizit) auch der D4R-Richtlinien
Abb. 2: Definition und Abgrenzung des Begriffes "Recycling“ nach cyclos-http.

Das herkömmliche Verständnis eines closed-loop-recyclings, bei dem rezyklierte Werkstoffe nicht nur korrespondierendes Neumaterial ersetzen, sondern darüber hinaus erneut in der identischen primären Anwendung zum Einsatz kommen können, wird in Abbildung 2 durch eine zweite Ebene ergänzt, innerhalb der ggf. wiederum

geschlossene Recyclingkreisläufe auf einem qualitativ niedrigeren Niveau realisiert werden können. Für Verpackungen werden Sekundärrohstoffe, die in neue Erzeugnisse eingebunden werden, diese aber nicht das in der entsprechenden Anwendung typische Neumaterial ersetzen, sowie Verwertungsverfahren, bei denen Stoffe unmittelbar oder mittelbar energetisch genutzt werden, nicht als recyclingfähig klassifiziert.

4 RECYCLINGFÄHIGKEIT AUS SICHT DER ABFALLWIRTSCHAFT

Am Ende des Lebenszyklus eines Produktes wird dieses zu Abfall und i.d.R. zu einem Teil eines Abfallgemisches. Für bestimmte Abfälle wurden getrennte Sammelsysteme eingeführt, für den Rest stehen gemischte Abfallarten wie z.B. gemischter Siedlungsabfall (Restmüll), Sperrmüll oder Gewerbeabfall zur Verfügung. Dabei zeigt sich, dass derzeit fast ausschließlich getrennt erfasste Altstoffe einem Recycling zugeführt werden. Für verwertbare Fraktionen in den gemischten Siedlungsabfällen gibt es derzeit keine verfügbare Rückgewinnung mit Ausnahme von Metallfraktionen. Umfangreiche Forschungsarbeit (u.a. an der Montanuniversität) mit gemischten Abfällen zeigt, dass die Sortierung aus dem gemischten Siedlungsabfall hohe Investitionen erfordert und leider nur geringes Ausbringen sowie Fraktionen mit hoher Verschmutzung generiert. Der Aufwand wird derzeit durch die Wertstofferlöse nicht gerechtfertigt.
Für die getrennt erfassten Altstoffe führt die Abfallwirtschaft die Prozessschritte Sammlung, Sortierung und Aufbereitung durch und erzeugt i.d.R. Wertstoffkonzentrate. Diese werden werkstoffspezifisch in Recyclinganlagen zu Rezyklaten, Regeneraten, Blends oder Legierungen verarbeitet und als Sekundärprodukte vermarktet. Die Abbildung 3 zeigt, dass die Abfallwirtschaft nur einen Teilbereich der Wertschöpfungskette eines Produktes abdeckt und dass das eigentliche Recycling einen eigenen industriellen Prozess darstellt, der sich meist außerhalb der klassischen Abfallwirtschaft befindet. Die Mengenströme und Qualitäten, die am Ende im Recycling landen, werden aber weitgehend durch die Aktivitäten der klassischen Abfallsammler und Behandler bereitgestellt.

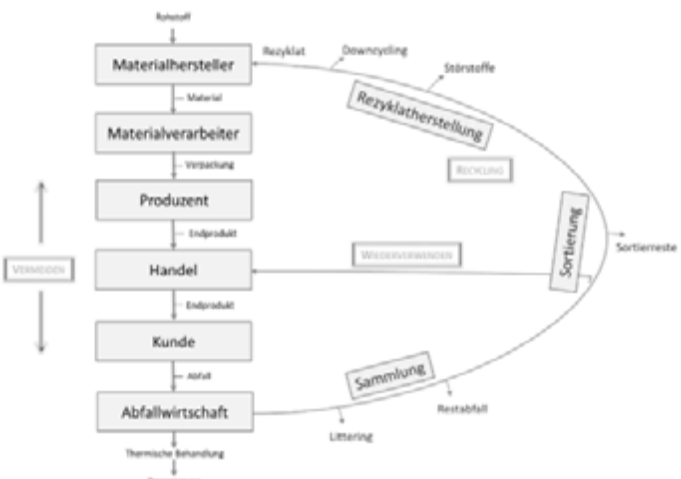


Abb. 3: Wertschöpfungskette von Kunststoffen durch Vermeiden, Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling unter Berücksichtigung der kreislaufwirtschaftlichen Rückführung ins selbe Produkt (Wellacher 2020).

Ein maßgeblicher Einflussfaktor auf die Recyclingfähigkeit eines Produkts stellt der reale abfallwirtschaftliche Prozess dar, dem es zugeführt wird. Heutige Aufbereitungs-

und Sortieranlagen stellen komplexe Prozessketten dar in denen, neben einer (selektiven) Vorzerkleinerung, Klassierung, Windsichtung, sowie Magnet- und Wirbelstromscheidung, meist sensorgestützte Sortieraggregate eingesetzt werden. Aufbau und Zusammensetzung solcher Prozessketten sind entscheidende Kriterien für den Verbleib des Abfalls, bzw. ehemaliger Produkte, in den jeweils entstehenden Outputfraktionen (z.B. Restfraktion, Fraktion zur thermischen Verwertung, Vorkonzentrate fürs Recycling). Ein recyclinggerechtes Produktdesign kann also nur vorliegen, wenn nicht nur die prinzipielle Recyclingfähigkeit der einzelnen Bestandteile eines Produkts gegeben ist, sondern auch die Rückgewinnung aus dem jeweiligen abfallwirtschaftlichen System, inklusive Sammlung, Aufbereitung, Vorsortierung und dem eigentlichen Recycling, erfolgen kann. Insbesondere der Aspekt der Vorbehandlung (Aufbereitung und Vorsortierung von Abfallströmen) wird aktuell aber nicht ausreichend bei der Feststellung eines recyclinggerechten Produktdesigns berücksichtigt.
Darüber hinaus stehen oftmals die Anforderungen von Kunststoffrecyclern, der Aufbau der abfallwirtschaftlichen Systeme und die technischen Möglichkeiten in Aufbereitungs- und Sortieranlagen in einem Spannungsverhältnis, wodurch die tatsächliche Rezyklierbarkeit eines Produkts weiter beeinflusst wird. Auch diese Zusammenhänge sind also für Bewertung eines recyclinggerechten Produktdesigns wichtig.
Die Recyclingfähigkeit von Produkten (außerhalb der Verpackungen) wird derzeit nicht standardisiert untersucht. D.h. es gibt keine Testverfahren, die überprüfen, ob ein Produkt (als Abfall) in einer technischen Sortieranlage nach Stand der Technik erkannt werden kann, durch Sortiermaschinen ausgeschleust werden und anschließend recykliert werden kann.
Die Beurteilung von Produkten hat bisher lediglich im Verpackungsbereich zu „*labels*“ geführt, die aber derzeit eher auf Basis von Checklisten und einfachen Entscheidungsheuristiken die Recyclingfähigkeit beurteilen. In der Regel sind diese Entscheidungen Geometrie und Werkstoff basiert. Die realen technischen Möglichkeiten der Sortiertechnologien der Abfallwirtschaft werden dabei bisher, auch international, noch nicht mit Testverfahren untermauert. Dies stellt einen grundsätzlichen methodischen Mangel dar. Es fehlt international und damit natürlich auch in Österreich ein Verfahren, das Produkte auf ihre Detektierbarkeit, Sortierbarkeit und Ausschleusbarkeit und damit auf ihre reale Recyclingfähigkeit in der Abfallwirtschaft untersucht und testet.
Um die bisherigen Recyclingquoten zu erhöhen muss neben der Verbesserung von Aufbereitungstechnologien vorrangig die Recyclingfähigkeit von Produkten gesteigert werden. Derzeit ist die Bewertung der Recyclingfähigkeit von Produkten jedoch nicht eindeutig geklärt. Die Recherche der aktuell am Markt existierenden Label/Prüfzeichen zeigt sehr deutlich, dass es derzeit kein für den Massenmarkt einsetzbares und den EU Vorgaben aus dem Circular Economy Package vollständig entsprechendes Label/Prüfzeichen für Recyclingfähigkeit gibt. Die Anzahl der Label/Prüfzeichen ist beschränkt und jene die inhaltlich den zukünftigen EU Vorgaben am ehesten entsprechen sind wissenschaftlich bzw. anwendungsseitig sehr komplex aufgebaut.
Inhaltlich decken sie wenn überhaupt meist nur den „*Recycling-Loop*“ aus dem „*MacArthur Circular Economy*“ Diagramm ab. Somit wird zwar die prinzipielle Recyclingfähigkeit eines Materials bewertet, jedoch nicht den Einfluss, den die realen abfallwirtschaftlichen Systeme auf die Recyclingquote von Wertstoffen haben. Es gibt also aktuell keine einheitlichen, groß angelegten Labels/Prüfzeichen zur Bestimmung der Recyclingfähigkeit von Produkten, obwohl diese von den Stakeholdern entlang der Kunststoffwertschöpfungskette verlangt werden. Viele Produkte sind somit gar nicht oder nur teilweise recyclingfähig.
Zudem bestehen in vielen Bereichen noch keine (abfallwirtschaftlichen) Vorgaben um die Recyclingfähigkeit von Produkten zu definieren. Die rechtlichen Rahmenbedingungen der EU fordern jedoch auch die intensive Einbindung der Abfallwirtschafts- und Recyclingbranche neben der produzierenden Industrie, da diese auf der einen

Seite Sekundärrohstoffe und Rezyklate herstellen und auf der anderen Seite Qualitätsstandards für den Einsatz dieser in der Produktion erfüllen müssen. Somit ist es essenziell die Recyclingfähigkeit von Produkten mit Produzenten und abfallwirtschaftlichen Stakeholdern gemeinsam zu bewerten um eine tatsächliche Verbesserung des Ist-Stands zu ermöglichen. Konkret bedeutet dies die Verbindung des Knowhows beider Akteursgruppen, welche derzeit – jeder für sich – in seinem Marktumfeld mit den dort geltenden Voraussetzungen mehr oder weniger autonom arbeiten. Die Entwicklung solcher gemeinsamer Standards und der gleichzeitige Aufbau eines gemeinsamen Verständnisses zwischen Ver- und Entsorgungsseite zur Erfüllung der neuen EU Vorgaben wäre anzustreben.

5 WARUM BRAUCHEN WIR MEHR RECYCLINGFÄHIGE PRODUKTE?

Um die Recyclingquoten zu erhöhen stehen grundsätzlich mehrere Strategien zur Verfügung:

1. **Mehr sammeln**: dadurch werden auch mehr verwertbare Abfälle gesammelt
2. **Genauer sortieren**: durch höhere Sortiertiefe steigert sich das „*Inhaltsausbringen*“, d.h. ein höherer Anteil des verwertbaren wird tatsächlich durch Sortierung erfasst und als Konzentrat ausgeschleust
3. **Anteil des Verwertbaren steigern**: wenn der Anteil der recyclingfähigen Partikel im Sortiergut (Wertstoffpotential) steigt, so kann durch bestehende Sortiertiefe ein höheres Masseausbringen erreicht werden.

Ganz vereinfacht lässt sich der Erfolg der Sortiertechnik auf folgende Grundsätze reduzieren:

„Was nicht gesammelt wurde, kann ich nicht sortieren“
„Was nicht drin ist, kann ich nicht rausholen“
„Was nicht erkennbar ist, kann ich auch nicht rausholen“

Für den Bereich der Kunststoffverpackungsabfälle wurde in den letzten Jahren die Sortiertiefe (entspricht weitgehend dem technischen Begriff des Inhaltsausbringens) in den Sortieranlagen deutlich gesteigert (von ca. 35 % auf ca. 50 %). Eine weitere Steigerung scheint nur machbar, wenn das Wertstoffpotential (d.h. der Anteil an recyclingfähigen Teilen) gesteigert werden kann. Dies kann von der Abfallwirtschaft nicht beeinflusst werden, es ist die Aufgabe der Hersteller und des Handels den Einsatz recyclingfähiger Verpackungen zu steigern. Geeignete Lizensierungssysteme, die recyclingfähige Produkte bevorzugen, würden diese Entwicklung sicherlich sehr positiv unterstützen.
Für den Bereich stoffgleicher Nichtverpackungen, also grundsätzlich recyclingfähiger Verpackungen, die allerdings aus wirtschaftlichen Gründen nicht sortiert und verwertet werden, sollten Rahmenbedingungen geschaffen werden, die diese bereits gesammelten und verwertbaren Abfälle im Kreislauf halten.
Für die Vielzahl an Produkten außerhalb der Verpackungen bestehen derzeit mit einigen Ausnahmen (Elektroaltgeräte, Altfahrzeuge, Batterien) keine Sammel- und Verwertungsquoten. Natürlich ist eine Quote ein starkes gesetzliches Werkzeug um Herstellerverantwortung verpflichtend zu machen. Solange keine verpflichtenden Quoten bestehen, können Hersteller und Handel das Qualitätsmerkmal „*Recyclingfähig*“ völlig frei verwenden. Dass damit bereits heute Täuschung und Missbrauch erfolgt ist bei der Sichtung von „*recyclingfähigen*“ Produkten offensichtlich. Wirklich recyclingfähige Produkte haben zumindest das Potential getrennt gesammelt und verwertet zu werden. Neue Geschäftsmodelle in Kooperation zwischen Herstellern/Handel und Abfallwirtschaftsunternehmen könnten dadurch entstehen. Die Recyclingfähigkeit der Produkte ist dafür die Grundvoraussetzung.

6 STUFENMODELL DER RECYCLINGFÄHIGKEIT

Die **theoretische Recyclingfähigkeit** prüft die Produkte im Originalzustand und in der Regel auf Basis des Materials. Eine Einstufung als recyclingfähig bedeutet dann auch nicht, dass dieses Produkt als Abfall tatsächlich recyclingfähig ist. Dazu gehört noch die Prüfung der technischen Erkennbarkeit durch geeignete Sensoren und die Ausschleusbarkeit in realen Maschinen und Anlagen. Wird dies berücksichtigt, so können wir eine **technische Recyclingfähigkeit** feststellen. Recycling wäre dann technisch machbar. In einem regionalen Kontext kann dann die Frage beantwortet werden, ob das Produkt tatsächlich gesammelt wird, ob die regionale Sortieranlage dieses Produkt als Wertstoff tatsächlich ausschleust und ob für diese Fraktion ein realer Markt besteht. Des Weiteren ist zu klären, ob auch das nachfolgende Recyclingverfahren diesen Wertstoff weitgehend in sein Sekundärprodukt überführt. Sind diese Voraussetzungen gegeben so besteht **reale Recyclingfähigkeit** (siehe Abbildung 4). Im Extremfall kann die theoretische Recyclingfähigkeit hoch, aber die technische und damit auch die reale Recyclingfähigkeit Null sein. Auch der Fall, dass die theoretische und die technische Recyclingfähigkeit hoch sind, aber die reale Recyclingfähigkeit Null ist, ist durchaus möglich. Dies wäre der Fall wenn ein recyclingfähig designtes Produkt, das sortier- und recyclingfähig ist, in einer Region einfach nicht gesammelt wird.

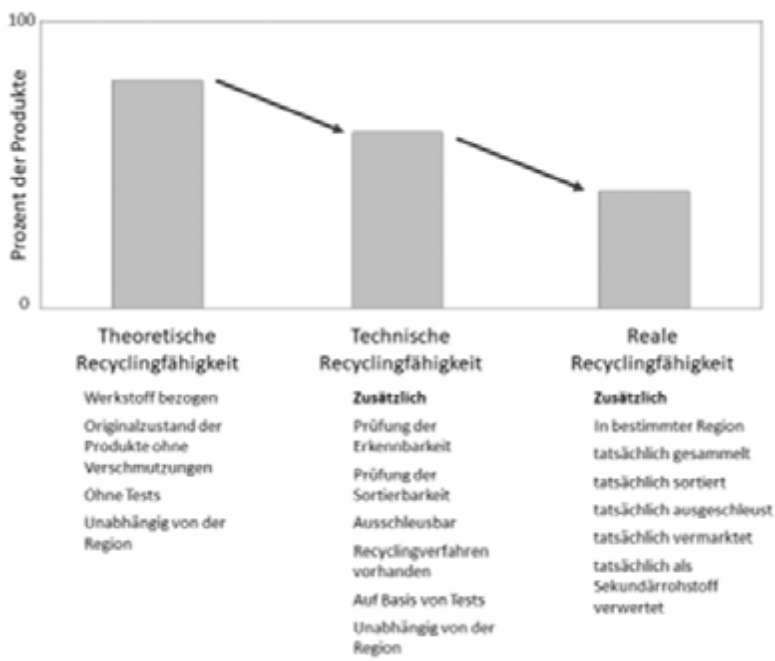


Abb. 4: Zusammenhang zwischen theoretischer, technischer und realer Recyclingfähigkeit.

7 RECYCLINGFÄHIGKEIT MESSBAR MACHEN

7.1 Bestehende Methoden und Labels

Bislang existieren zwar verschiedene Standards für die Bewertung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen, für andere Produkte bestehen derzeit praktisch keine standardisierten Verfahren:

- DSD - RecyclingCOMPASS Design4Recycling Richtlinien.
- bifa - Recyclingfähigkeit von Verpackungen – Bewertungskatalog.
- Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen gemäß § 21 Abs. 3 VerpackG (Zentrale Stelle Verpackungsregister 2019).
- cyclos-HTP - Anforderungs- und Bewertungskatalog zur EU-weiten Zertifizierung (Cyclos HTP 2019).
- FH Campus Wien - Circular Packaging Design Guideline (FH Campus Wien, 2019).
- RecyClass recyclability evaluation protocol for HDPE containers.
- DIN EN ISO 14021:2016 Environmental labels and declarations - Type II (Self-declared claims).

In vielen Verfahren fehlen derzeit der praktische Test der realen Sortierbarkeit und die Beurteilung der realen Recyclingfähigkeit. Als positives Beispiel wird die Vorgangsweise nach cyclos-HTP dargestellt. Aus dem Ablaufschema ist erkennbar, dass wesentliche Anforderungen an die Recyclingfähigkeit abgedeckt werden und insbesondere das Vorhandensein von Erfassungs- und Verwertungsstrukturen bewertet wird (siehe Abbildung 5).

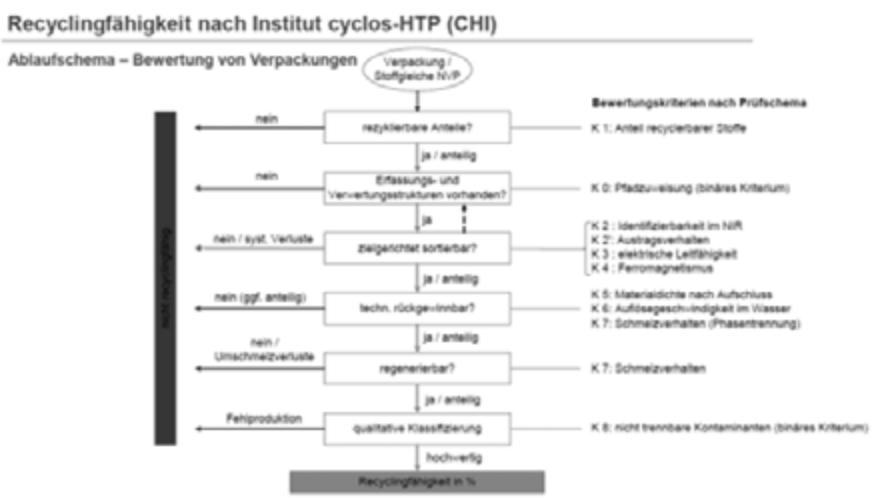


Abb. 5: Ablaufschema der Bewertung der Recyclingfähigkeit nach cyclos-HTP für Verpackungen.

Bislang besteht keine Methode, die es erlaubt eine Bewertung der realen Recyclingfähigkeit spezifischer Produkte (außerhalb des Verpackungssektors) vorzunehmen. Dazu ist es erforderlich State-of-the-Art Sensortechnologien zu verwenden, um in praktischen Tests die Klassifizierung mittels Algorithmen, die für die Sortierung geeignet sind, die Differenzierbarkeit von Produkt und restlichem Abfallstrom sicher zu stellen. Bislang wird dies nicht transparent und nachvollziehbar umgesetzt, wodurch auch die Übertragbarkeit auf heutige Sortieranlagen nicht gegeben ist. Nur durch die Entwicklung von standardisierten Routinen kann die praktische Prüfmöglichkeit entwickelt und so eine für die Wirtschaft ausreichende Basis geschaffen werden. Darüber hinaus müssen solche Methoden auch für Produkte außerhalb des Verpackungssektors anwendbar sein. Um die damit einhergehenden Anforderungen zu erfüllen, ist es notwendig neue Ansätze zu finden und auszuarbeiten.

7.2 Methode der End-of life Material-Nutzungszeit

In Analogie zur Bewertung des Transportaufwandes in der Logistik, hier wird der Transportaufwand in „*Tonnen * Kilometern*“ verglichen, könnte in der Abfallwirtschaft ein ähnlicher Vergleichswert verwendet werden. Die zwei Dimensionen „*Materialumlauf*“ und „*Nutzungszeit*“ könnten zu einer Kenngröße „*Material Nutzungszeit*“ verbunden werden. Abbildung 6 zeigt das Prinzip dieser Bewertung.

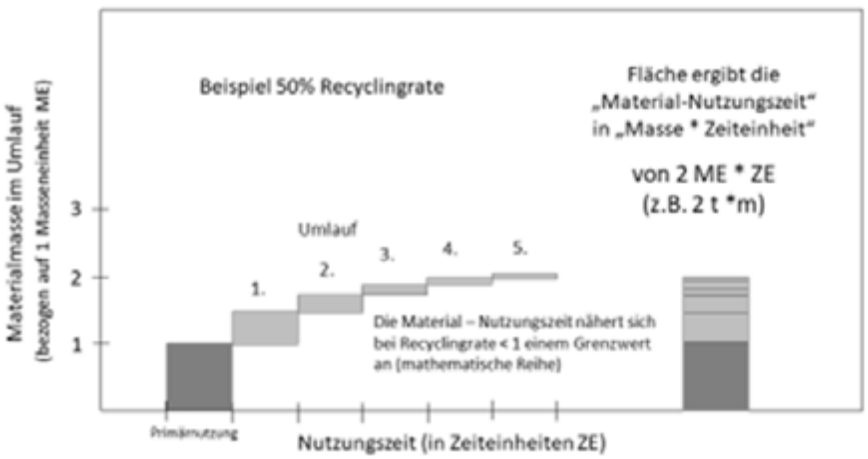


Abb. 6: Prinzipielle Darstellung der „*Material-Nutzungszeit*“ am Beispiel eines Produktes, das mit einer 50 % Recyclingrate verwertet wird.

Dieses Konzept unterstellt, dass Material möglichst lange genutzt werden soll. Dies kann durch hohe Recyclingrate aber auch durch möglichst viele Kreisläufe aber auch durch lange Nutzungsdauer erreicht werden. Wenn die Recyclingrate gering ist, so wird nur wenig des Ursprungsmaterials in den nächsten Kreislauf übergeführt. Wenn die Nutzungsdauer des Produktes kurz ist, so wird trotz mehrerer Kreisläufe das Material nur geringe Zeit verwendet. Viele Kreisläufe mit geringer Nutzungszeit, können durchaus eine geringere „*Material-Nutzungszeit*“ ausweisen als ein Produkt, das zwar nur einmal verwendet wird, aber eine sehr lange Nutzungsphase aufweist. Die zentralen Parameter, die die „*Material-Nutzungszeit*“ beeinflussen sind:

- die Recyclingrate,
- die Nutzungszeit in jedem Kreislauf und
- und die Anzahl der Umläufe.

Es könnte damit die Dauer bewertet werden, die ein Sekundärrohstoff tatsächlich im Umlauf und damit nutzen generiert ist. Dazu folgende Beispiele (vergl. Abbildung 7):

- Ein Abfall wird nicht recycelt. Das Material wird also nur einmal verwendet. Die Material-Nutzungszeit ist von der Nutzungszeit dieses Produktes bestimmt.
- Ein Abfall wird recycelt aber nur einmal in einem geringwertigen Einmalprodukt eingesetzt. Ein gewisser Prozentsatz des ursprünglichen Materials geht in das neue Einmalprodukt. Dieses wird eine bestimmte Zeit verwendet und dann z.B. thermisch verwertet. Die Material-Nutzungszeit verlängert sich um das Produkt aus Recyclingrate mal neuer Nutzungszeit.
- Ein Abfall wird recycelt aber mehrfach in einem vergleichbaren Produkt eingesetzt. Die Material-Nutzungszeit ist nun die Summe aller Umläufe des Produktes mal neuer Nutzungszeit.

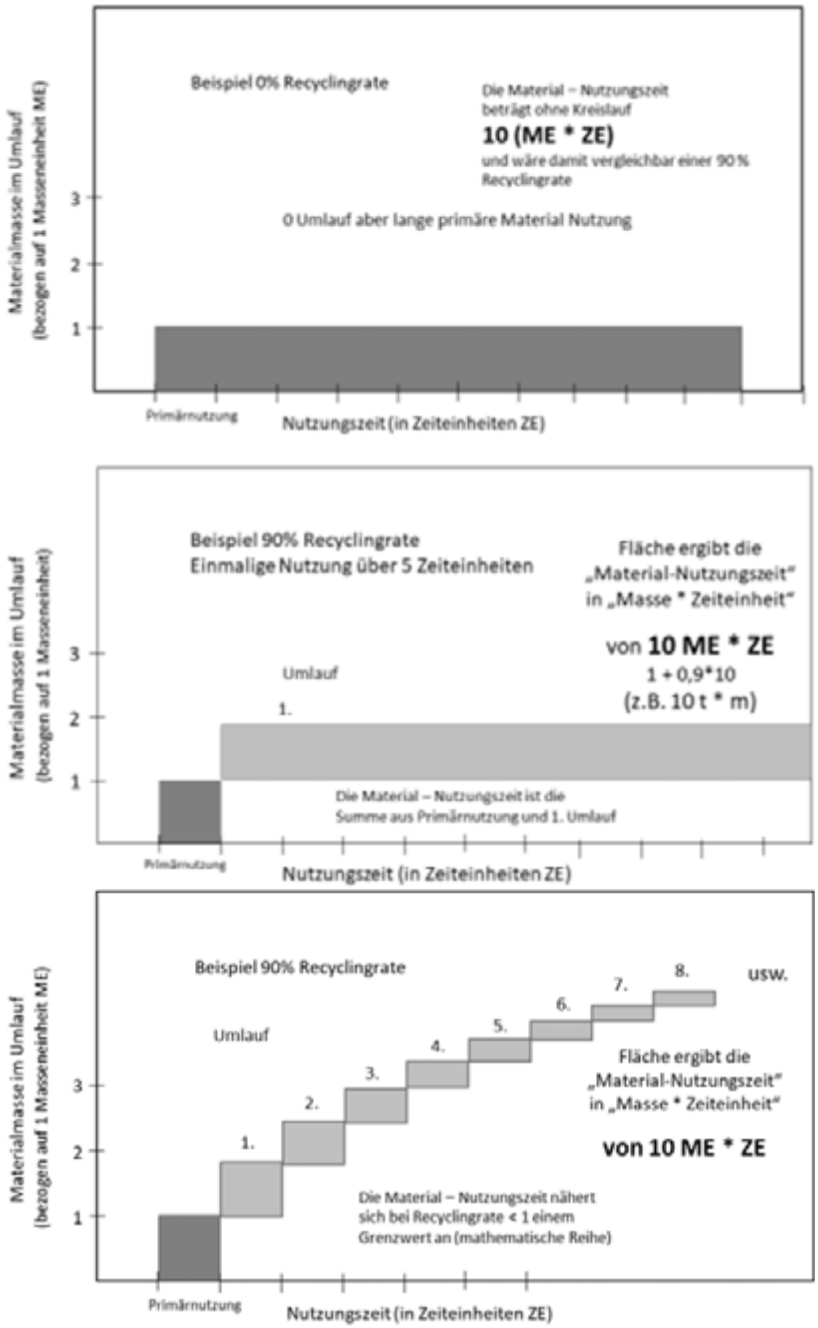


Abb. 7: Verschieden Beispiele für die Anwendung der „*Material – Nutzungszeit*".

Diese Methode könnte sich eignen, verschieden Produkte mit und ohne Recycling in Bezug auf ihren Materialumlauf zu vergleichen. In diesem Zusammenhang wird da-

rauf verwiesen, dass das Konzept des „*Materialkreislaufs*“ bereits verwendet wird, allerdings wird hier nur betrachtet, wieviel des Materials im Kreislauf geführt wird. Die zweite Dimension, nämlich die Dauer der Nutzung wird dabei noch nicht berücksichtigt. Abbildung 8 zeigt die Materialkreisläufe in Abhängigkeit der Kreislaufrate. Diese Kurve zeigt sehr deutlich, dass in Bezug auf die Materialeffizienz nur eine sehr hohe Recyclingrate mit der Mehrwegnutzung mithalten kann.

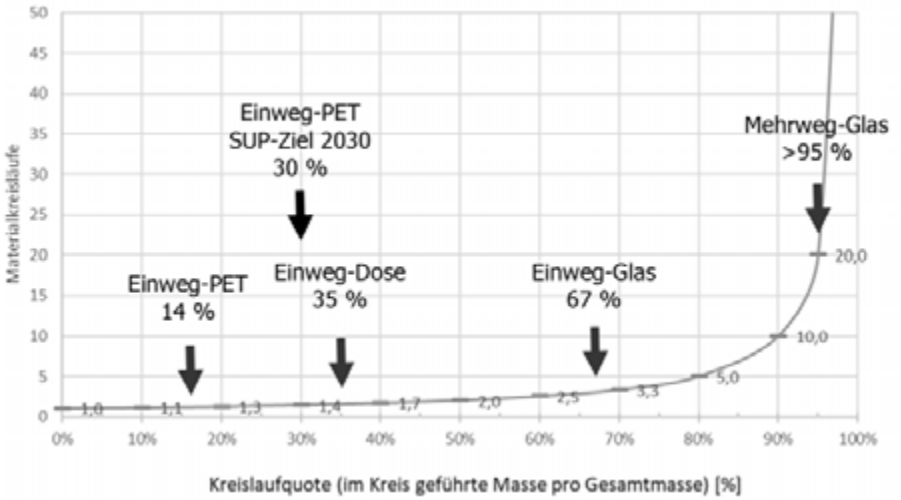


Abb. 8: Zusammenhang der Vermeidungs-Kennziffer „*Materialkreisläufe*“ mit der Recycling-Kennziffer „*Kreislaufquote*“ auf Basis des Materialgewichtes und die Kreislaufquoten für PET-Getränkeflaschen, Getränkedosen und Glasflaschen in Österreich (Wellacher 2020).

7.3 Digital Waste Characterisation LAB

Am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben wurde 2017 in einen **Versuchsstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung** (NIR/VIS/EM Rutschensortierer der Binder AG) (Abbildung 9) investiert. Mit dieser Forschungsinfrastruktur wurden insbesondere Oberflächeneffekte (z.B. Verschmutzungen) und ihre Auswirkung auf die Erkennbarkeit sowie grundlegende Untersuchungen zur Sortierfähigkeit verschiedener Abfallarten untersucht.
Derzeit laufen die Planungen zum Aufbau eines ***„DIGITAL Waste Characterisation Labs“*** (Inbetriebnahme 1/2021) (Abbildung 10) mit dem die technische Infrastruktur zur Entwicklung von Testmethoden zur Beurteilung der technischen Sortierbarkeit und Recyclingfähigkeit aufgebaut werden soll. Gemeinsam mit den Möglichkeiten des neuen Technikums sollen reale Sortier- und Aufbereitungsprozesse beurteilt werden können. Ziel ist es neue Testmethoden für die Prüfung von Produkten in Bezug auf Recyclingfähigkeit zu entwickeln und an ausgewählten Produkten zu testen.

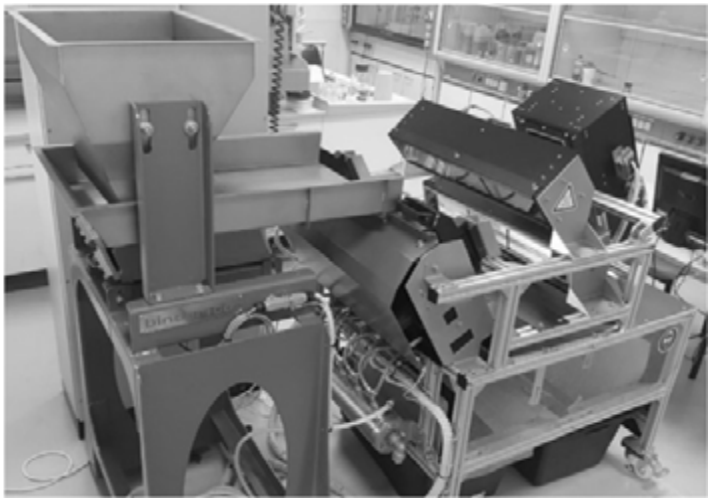


Abb. 9: Versuchstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben.

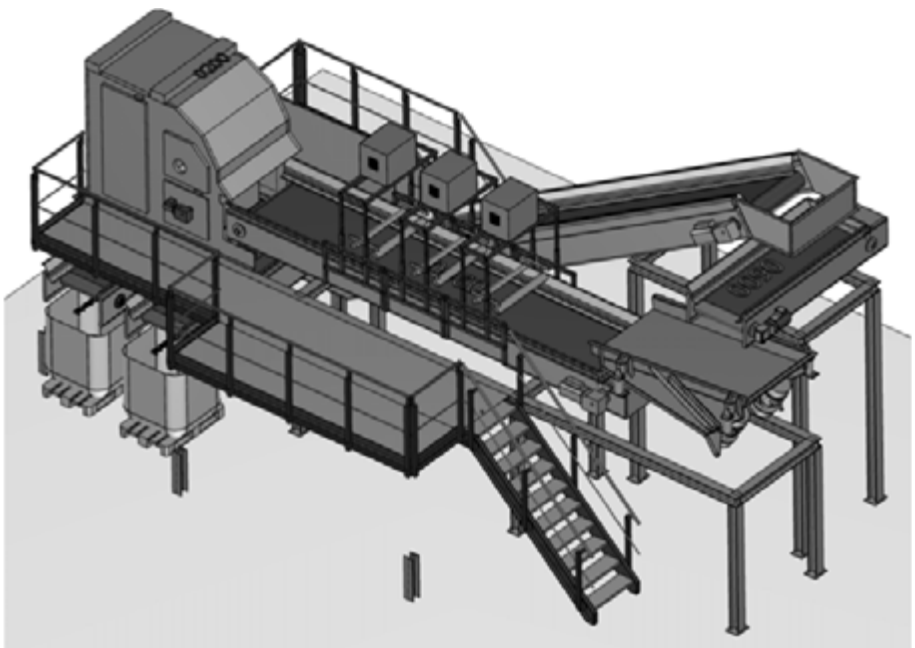


Abb. 10: Geplante Technikumsanlage im „*DIGITAL Waste Characterisation LAB*“ am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben.

In einem neuen Forschungsprojekt soll die Entwicklung einer standardisierten Methode zur Bewertung der Recyclingfähigkeit von Produkten unter Berücksichtigung der realen abfallwirtschaftlichen Systeme erfolgen. Der Fokus liegt hierbei auf Produkten die vollständig oder zu großen Teilen aus Kunststoffen bestehen, da diese in vielen Abfallströmen verbreitet sind, einen signifikanten Anteil des heute anfallenden

Abfalls ausmachen und auf Grund ihrer chemischen Beschaffenheit besonders hohe Anforderungen an die Reinheit von Vorkonzentraten für das Recycling stellen.
So soll es durch standardisierte Testverfahren, auf Basis von Sensortechnologien, möglich werden quantifizierbare Aussagen zur Recyclingfähigkeit von Produkten zu treffen. Diese Methodenentwicklung zur Bewertung der Recyclingfähigkeit, unter Berücksichtigung des jeweiligen Recyclingprozesses, ist essenziell um die Forcierung von tatsächlich recyclingfähigen Produkten und daraus resultierende Ressourcen- und Treibhausgas-Einsparungen zu ermöglichen. Ziel ist die Implementierung der zu entwickelnden Methodik in bestehende Verfahren und Labels/Prüfzeichen zur Bewertung der Recyclingfähigkeit von Produkten unter Einbeziehung der Aufbereitung und Sortierung der relevanten Abfallströme.

8 PROBLEMFELDER

Beispielhaft werden folgende Problemfelder angeführt.

8.1 Wieviel wird wirklich im Kreislauf geführt?

Die Recyclingrate ist eine ungenügende Kennzahl um zu bewerten, wieviel Rohstoffe eines Produktes tatsächlich stofflich verwertet werden.
Es wird daher der Begriff „*Kreislaufrate*“ vorgeschlagen, der anzeigt, wieviel von einem gleichwertigen Vorläuferprodukt wieder in dasselbe Produkt rezykliert wurde. Die Kreislaufrate ergibt sich aus dem Produkt von Sammelquote, Sortierquote, Recyclingquote und Rezyklateinsatzquote. Ein Einwegprodukt mit 80 % Sammelquote, 80 % Sortierquote, 80 % Recyclingquote und 80 % Rezyklateinsatzquote ins selbe Produkt hätte somit eine Kreislaufquote von 41 %. (Vergleiche auch Abbildung 8)
Beispielhaft ist hier die Vorschrift der EU-Single Use Plastics-Richtlinie 2019 zu sehen, die für PET-Kunststoff-Einweg-Getränkeflaschen einen Rezyklatanteil von 25 % bis 2025 und 30 % bis 2030 vorschreibt. Das wird Österreich nur gelingen, wenn ausreichend Post-consumer-PET importiert wird. Für allein in Österreich gesammeltem Post-Consumer-PET liegt der Rezyklateinsatz in in Österreich konsumierten PET-Flaschen bei gerade einmal 14 %. (Wellacher 2020)

8.2 Greenwashing

Als „*greenwashing*“ werden Kampagnen und PR-Aktionen bezeichnet, die einzelne Produkte, ganze Unternehmen oder politische Strategien in ein „*grünes*“ Licht stellen, sodass der Eindruck entsteht, die Akteure würden besonders umweltfreundlich, ethisch korrekt und fair handeln. Unternehmen, die Greenwashing betreiben, treten in den Augen der Käufer und der Öffentlichkeit mit einem grünen Image auf und verkaufen dem Konsumenten das Prädikat „ökologisch wertvoll“. Bei den grüngewaschenen Produkten entspricht dieser äußere Schein allerdings nicht den ökologischen Tatsachen.
Um bessere Öffentlichkeitsarbeit betreiben zu können, sowie den Marken- und Unternehmenswert zu steigern, missbrauchen die Unternehmen dabei die Grundideen der Corporate Social Responsibility (CSR), die unter dem Motto „*Tue Gutes und sprich darüber“* stehen und nachhaltiges Wirtschaften in den Vordergrund stellen.
Auch bestimmte Zertifizierungen sind vermutlich dem Greenwashing zuzuordnen. So wird von einem Heimtextilien Händler geworben, dass die Polster, Decken und Vorhänge nach dem Gebrauch zurückgenommen und „*zu Nährstoff und Biogas kompostiert werden*“. Dies wird mit den Zertifikaten „*Ocean Safe™*“ und „*Craddle to Craddle Certified™*“ ausgezeichnet. „*Die anfallenden Nährstoffe sind die Basis für neue Rohstoffe zukünftiger Produkte“*. Wer glaubt wirklich, dass ein alter Polster nach Jahren des Gebrauchs genau diesem Händler zur „*Kompostierung*“ übergeben wird? Die

Kompostierung oder die Verarbeitung von großen Mengen von Pölstern und Decken in Biogasanlagen ist aus abfalltechnischer Sicht ziemlich abstrus. Ein klassischer Fall für „*Greenwashing*“ ? (Kronen Zeitung 2020)

8.3 Bio Plastik

Biobasierte Kunststoffe vermitteln dem Konsumenten den Eindruck, dass sie besonders umweltfreundlich seien und die Umweltprobleme der klassischen Kunststoffprodukte vermeiden. Vielfach wird mit der Auszeichnung „*kompostierfähig*“ geworben. Entscheidende Frage ist, ob unter realen Kompostierbedingungen tatsächlich ein vollständiger Abbau dieser Kunststoffe erfolgt. Die Kennzeichnung und Bewerbung von Einwegprodukten als biologisch abbaubar kann zu verstärktem Littering und zur Entsorgung über die Biotonne verleiten. Nur bestimmte Knotenbeutel im Lebensmitteleinzelhandel erfüllen die Voraussetzungen um in Kompostieranlagen nicht als Störstoff zu gelten. Besonders problematisch sind Produkte aus oxo-abbaubaren Kunststoffen, die nicht kompostierbar sind und zu Mikroplastik zerfallen.
Für alle Abfälle aus biobasierten Kunststoffen besteht derzeit keine reale Recyclingfähigkeit im Sinne einer werkstofflichen Verwertung. Auf Grund der Vielfalt der eingesetzten Kunststoffarten und der sehr geringen Massenanteile in der Verpackung ist es in Sortieranlagen derzeit weder technisch noch wirtschaftlich möglich daraus marktfähige Kunststoffkonzentrate zu erzeugen. Der abfallwirtschaftliche Nutzen der biobasierten Kunststoffe reduziert sich derzeit weitgehend auf ihre Treibhausgas Neutralität in den Verbrennungsprozessen.

8.4 „Dumme Produkte“

Die folgende Abbildung zeigt Beispiele für sogenannte „*dumme Produkte*“. Es sind dies Produkte bzw. ihre Verpackung, die so gestaltet sind, dass eine Verwertung keinesfalls möglich ist und auch ihr Nutzen einem umweltbewussten Bürger nicht zugänglich ist. Ausgewählte Beispiele zeigt Abbildung 11.



Abb. 11: Beispiele für „*Dumme Produkte*“ (Pomberger 2019).

9 LÖSUNGSANSÄTZE

Folgende Lösungsansätze und Ideen sollten die verbesserte Recyclingfähigkeit von Produkten fördern. Nur differenzierte Maßnahmen auf verschiedenen Ebenen und durch verschiedene Stakeholder werden zu einem Erfolg führen können. Entscheidender Bedeutung kommt dabei den Lenkungsmaßnahmen und den gesetzlichen Rahmenbedingungen zu.

9.1 Forderungen des ÖWAV

Im ÖWAV Positionspapier „*Strategien der österreichischen Recycling- und Abfallwirtschaft*“ (ÖWAV 2018) wurden Handlungsaufforderungen definiert um Ökodesign voranzutreiben. Diese Unterlage wurde in einem zweijährigen Prozess unter Einbeziehung von Experten und Stakeholdern entwickelt und soll insbesondere der Politik und Meinungsträgern als fachliche Grundlage dienen.

„Kunststoffhersteller und -verarbeiter*: Primäres Ziel des Kunststoffrecyclings ist die Herstellung von Sekundärrohstoffen für hochwertige (gleichwertige) Produkte. Mithilfe erhöhter und einheitlicher Qualitätsstandards in der Herstellung von Kunststoffen werden die Erzeugung hochwertiger Rezyklate und ihr Einsatz als Sekundärrohstoff gefördert. Dazu ist es erforderlich, klare Vorgaben hinsichtlich der Inhaltsstoffe (Schadstoffreduktion) bzw. der Zusammensetzung von Kunststoffen und Kunststofferzeugnissen sowie deren Recyklatanteil festzulegen, die von der produzierenden Wirtschaft einzuhalten und auszuweisen sind. Die EU Kunststoffstrategie fordert zudem die Recyclingfähigkeit aller Kunststoffverpackungen bis zum Jahr 2030.*
Bau- und Werkstoffindustrie, Planer*: Der Trend zu nicht recyclingfähigen Materialverbunden konterkariert die Anstrengungen der österreichischen Recyclingwirtschaft, das Baustoffrecycling weiter zu etablieren. Recyclingfreundliche Bauprodukte, u.a. leicht trennbare Komponenten, sind in der Produktion, Planung und Ausführung bevorzugt einzusetzen. Entsprechende Förderinstrumente sind anzupassen und umzusetzen.*
Fahrzeugindustrie*: Die Verwertung von Verbundmaterialien und Spezialwerkstoffen, wie z.B. Carbonfasern, stellt die Recycling- und Abfallwirtschaft aktuell vor große Herausforderungen. Neue Werkstoffe und Verbunde müssen daher auch unter Berücksichtigung ihrer Recycling- und Demontagefähigkeit entwickelt werden (Produzentenverantwortung).*
Elektro- und Elektronikindustrie*: Miniaturisierung und Technologiekonvergenz haben im Elektronikbereich zu hoher Komplexität und Werkstoffvielfalt geführt. Dennoch sollen die in Elektro- und Elektronikgeräten verbauten Stoffe für eine Verwertung verfügbar bleiben. Auch das Recycling von kritischen Rohstoffen (z.B. seltene Erden) trägt zur Ressourcenschonung bei. Inhaltsstoffe und Bauteile müssen bekannt, erkennbar und sortenrein erfassbar sein. Der mit der Energiewende verbundene Umstieg auf erneuerbare Energieträger (einschließlich E-Mobilität) erfordert den Einsatz entsprechender Speichermedien (z.B. Batteriesysteme), bei deren Entwicklung und Herstellung ebenso deren Wiederverwendbarkeit und Recyclingfähigkeit Berücksichtigung werden muss.“* (ÖWAV 2018)

9.2 Lizensierung nach Recyclingfähigkeit (Öko-Modulation)

Eine wichtige Lenkungsmaßnahme ist die Bevorzugung von recyclingfähigen Produkten bei den Lizenzentgelten von Sammel- und Verwertungssystemen. Es ist wohl logisch, dass reale Recyclingfähigkeit (und nicht nur die theoretische) beim Lizenzentgelt bevorzugt werden muss. Differenzierte Lizenztarife schaffen einen Anreiz für die recyclinggerechte Produktgestaltung und hohen Einsatz von Recyclingrohstoffen.

Nicht recyclingfähige Produkte sollten in eine **schmerzhaft teurere** Lizenzierungsklasse fallen. Damit kann bei den Produzenten und im Handel ein wirkungsvoller Lenkungseffekt erzielt werden. Recyclingfähigkeit bei Produkten privilegieren und nicht recyclingfähige Produkte teurer machen, das erscheint als wichtigste Lenkungsmaßnahme.

9.3 Recyclingfähigkeits Label

Recycling Labels werden von verschiedenen Organisationen angeboten. Es wäre eine überlegenswerte Idee, dass die Abfallwirtschaft selbst z.B. durch ihre Interessensvertretungen ein eigenes Recycling Label anbietet. Dieses könnte die tatsächliche „*reale Recyclingfähigkeit*" adressieren. Wer, wenn nicht die kommunalen und gewerblichen Abfallwirtschaftsunternehmen weiß am besten ob ein Produkt/Abfall tatsächlich gesammelt, sortiert und verwertet wird.

9.4 Sensor based Sorting Technologie

Die sensorgestützte Sortierung nimmt in State-of-the-Art Aufbereitungsprozessen eine besondere Rolle ein: Vorgeschaltete Aggregate, wie z.B. Shredder, Siebe und Windsichter, reichern zwar Wertstoffe in bestimmten Materialströmen einer Aufbereitungs- oder Sortieranlage an, die eigentliche Erzeugung von Konzentraten für das Recycling erfolgt aber insbesondere für Kunststoffe durch sensorgestützte Sortieraggregate. Die mit den eingesetzten Technologien einhergehenden Limitierungen sind also für die realistische Bewertung eines recyclinggerechten Produktdesigns essenziell. Der verstärkte Einsatz dieser Technologien, insbesondere in neu zu errichtenden Sortieranlagen, wird die Möglichkeiten der Erkennung und Sortierung und damit die Sortiertiefe deutlich steigern.

9.5 Ausbau der Erweitereten Herstellerverantwortung

Erweiterte Produzentenverantwortung *(„Extended Producer Responsibility",* EPR) dehnt die Verantwortung des Herstellers für die Umweltauswirkungen eines Produktes auf den gesamten Lebenszyklus (Herstellung, Nutzung, Reparatur, Entsorgung, Behandlung und Rückführung als Sekundärrohstoff) aus. Zumeist sind damit Rücknahme- und Verwertungspflichten verbunden. EPR wird derzeit in der EU vor allem auf Verpackungen, Elektro- und Elektronikaltgeräte, Lampen, Batterien, Altfahrzeuge und Reifen angewendet. Das EU-Kreislaufwirtschaftspaket bietet die Chance, EPR zur Internalisierung externer Kosten und ökologisch sinnvoller Lenkungsanreize weiterzuentwickeln, insbesondere durch bindende Mindestanforderungen an Systeme der Produzentenverantwortung und Ausweitung auf neue Produktbereiche.
EPR verlagert die Verantwortung für Rücknahme und Verwertung auf Erzeuger und soll dadurch einen wirtschaftlichen Anreiz für Ökodesign, verbesserte Sammelsysteme und mehr Recycling schaffen. Schwachstellen liegen u. a. in fehlender Transparenz der Mengenströme und Verwertungsleistungen, Finanzierungsschwächen und in Ausweichverhalten durch unzureichende Rechtsrahmen oder Vollzugsdefizite.
Es ist zu beachten, dass EPR-Modelle vielfach mit Vorauszahlungen arbeiten, die Kapital und Kaufkraft der Konsumenten binden. Die Eignung für Produkte oder Güter mit langer Nutzungsdauer ist daher im Einzelfall zu prüfen.
Die erweiterte Herstellerverantwortung liegt zwar im Bereich der Produzenten und In-Verkehrbringer, muss jedoch auch auf regionaler Ebene eingefordert werden. Seit dem Kreislaufwirtschaftspaket 2018 ist die Herstellerverantwortung noch einmal präzisiert und in der SUP-Richtlinie 2019 auf den Bereich der gelitterten Abfälle ausgedehnt worden. (ÖWAV 2018)

10 RESÜMEE

Zukünftig sollten wir die Recyclingfähigkeit neu definieren. Erkennbarkeit und Sortierfähigkeit, aber auch die Eignung der Sammelsysteme sind unbedingt zu berücksichtigen. Die Prüfung der Recyclingfähigkeit muss auch durch experimentelle Tests abgesichert werden. Die Montanuniversität Leoben hat dazu in einen Versuchstand für sensorgestützte Sortierung investiert und wird in einem Technikum auch eine Versuchsanlage für Schüttgutanalyse- aufbauen, um die praktische Recyclingfähigkeit untersuchen zu können.
Wenn wir zukünftig mehr und besser recyclingfähige Produkte in unseren abfallwirtschaftlichen Anlagen finden, werden wir technisch auch in der Lage sein, diese zu separieren und zu verwerten. Der Gesetzgeber ist aufgerufen für diese Privilegierung von recyclingfähigen Produkten die geeigneten Rahmenbedingungen und Anreizsysteme zu schaffen. Ökomodulation ist dazu ein wirksames Mittel.

LITERATUR

Circular Analytics TK GmbH, Otto-Bauer-Gasse 3/13, 1060 Wien, Austria

cyclos-HTP (2019) Prüfung und Testierung der Recyclingfähigkeit - Anforderungs- und Bewertungskatalog des Institutes cyclos-http zur EU-weiten Zertifizierung.

ECR Austria (2020) Packaging Design for Recycling.

Kronen Zeitung (2020) vom 14.08.2020

ÖWAV (2018) Strategien der österreichischen Recycling- und Abfallwirtschaft, Positionspapier des Österreichischen Wasser und Abfallwirtschafts Verbandes (ÖWAV). Wellacher M. (2020) Umsetzung der EU-Kunststoffstrategie in der Steiermark – Ausgangslage, Potentiale, technische Möglichkeiten und Maßnahmen erstellt im Rahmen des Projektes IMKREIST, Montanuniversität:

Pomberger, R. (2019) 20 Jahre Abfallwirtschaft - Wohin geht die Reise? Vortrag zum 20 Jahr Jubiläum des V EFB.

Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister (2019) Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen gemäß § 21 Abs. 3 VerpackG.

Tacker, M., Krottendorfer, E. (2020) Circular Packaging Design, FH Campus Wien.

Was kann moderne Abfall-Aufbereitungstechnik leisten?

T. Pretz
RWTH Aachen, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Moderne Abfall-Aufbereitungstechnik bietet für die mechanische Separation von Wertstoffen aus Siedlungsabfällen sehr gute Möglichkeiten. Die Technologie findet jedoch Grenzen, die in den stofflichen Bedingungen von Aufbereitungsgut begründet sind. Von besonderer Bedeutung sind die Abfallerzeuger, die durch ihre Trennaktivität die Zusammensetzung und Qualität von Abfallgemischen maßgeblich bestimmen. An den Einsatz von Technologie zur Gewinnung von stofflich verwertbaren Recycling-stoffen werden hohe Erwartungen geknüpft. Sie drücken sich vor allem in Quoten aus, die jedoch den beim Konsumenten beginnenden Stoffffluss nicht angemessen berücksichtigen. Auf Seiten von Abnehmern von Sekundärrohstoffen werden ebenfalls Anforderungen an die Qualität und den Marktpreis gestellt, was sich in hoher Selektion in technischen Anlagen und damit Quoten schädlich niederschlägt. Somit werden dem Technologieeinsatz und der erreichbaren Effizienz Grenzen gesetzt, die deutlich unter einer technischen Machbarkeit liegen.

1 EINLEITUNG

Der Begriff „Abfall“ umfasst eine sehr große Stofffülle mit äußerst unterschiedlichen stofflichen Merkmalen, die sowohl europäisch als auch national in Verordnungen definiert sind (EWC). Die nationalen Ausführungen weichen teilweise erheblich von der Europäischen Liste ab, da sie wesentlich tiefer differenzieren (AVV). Die folgenden Ausführungen beziehen sich allein auf die Abfallgruppe 20, die Siedlungsabfälle.

Siedlungsabfälle sind seit Beginn der Industrialisierung und der damit verbundenen Urbanisierung Thema technischer Planungen und wissenschaftlicher Untersuchungen, die im Wesentlichen unter dem Gesichtspunkt städtischer Hygiene betrieben wurden. In den späten 1960er Jahren veränderte sich jedoch die öffentliche Wahrnehmung von „Müll“ und eine öffentliche Diskussion begann. Die Ursache lag in einem beispiellosen Anstieg der Menge an Siedlungsabfällen seit den 1950er Jahren. Köster beschreibt dies damit, „dass die moderne Konsumgesellschaft beinahe dazu zwingt, Abfälle zu produzieren“ (KÖS). Begriffe wie „Wohlstandsmüll“ und „Wegwerfgesellschaft“ wurden geprägt. An die Stelle hygienischer Aspekte traten die verborgenen Gefahren durch immer neue und z.T. unbekannte Verbindungen im Abfall und letztlich die Angst vor langfristigen gesundheitlichen Gefahren. Der bis heute wirkende kulturkritische Diskurs der 1980er Jahre führte zu forcierten Maßnahmen des Recyclings und zu stets wiederholten, zumeist aber wirkungslosen Bekenntnissen zur Abfallvermeidung (KEL). Aktuelle Aktivitäten der Bundesregierung wie ein 5 Punkte Plan gegen Plastik und mehr Recycling knüpfen bei der Öffentlichkeitsarbeit zum Verbot von Plastiktüten mit dem Slogan „Nein zur Wegwerfgesellschaft“ an die seit langem geführte Diskussion an (BMU).

Abfall-Aufbereitungstechnik wurde seit den 1970er Jahren kontinuierlich entwickelt und bietet heute ein großes Spektrum an Apparaten für zahlreiche Anwendungen zur mechanischen Behandlung von Abfällen. Anleihen wurden bei der mineralischen Aufbereitungstechnik genommen, aber auch landwirtschaftliche Verfahrens- und

insbesondere Erntetechnik stand häufig Pate bei der Entwicklung technischer Lösungen für abfallspezifische Trennprobleme.

2 ERWARTUNGEN

Anhand eines stark vereinfachten Fließbildes (Abbildung 1) sollen sowohl die Position von Abfall-Aufbereitung im stofflichen Kreislauf als auch die Erwartungen erläutert werden, die an das technische System Abfall-Aufbereitung gestellt werden. Dieses wird repräsentiert durch die Elemente Sortierung, Aufbereitung und die zwingend erforderliche Verwertung der Sortierreste.

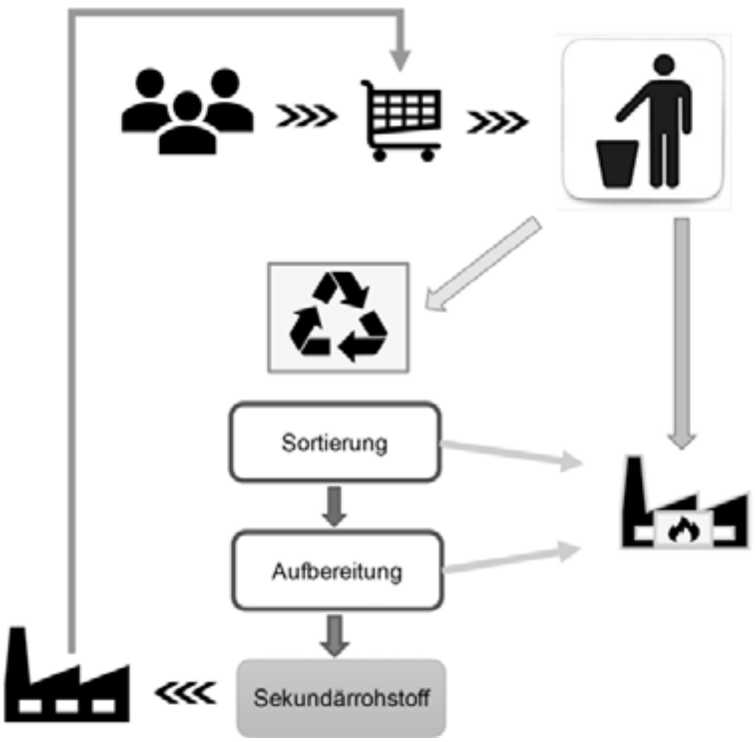


Abb. 1: Einflussgrößen im Stoffkreislauf.

Die Stoffeigenschaften im Eingang von technischen Anlagen zur Abfallbehandlung sind wesentlich durch die strukturellen Bedingungen sowie gesellschaftliche Normen und Regeln geprägt. Die zu erreichenden Ziele werden dagegen politisch formuliert und Wege zur Zielerreichung mit Hilfe von Gesetzen, Verordnungen und Satzungen festgeschrieben. So müssen bestimmte haushaltstypische Abfälle über Systeme getrennt gesammelt werden, was jedoch „ ... noch kein Garant für eine hochwertige Verwertung…“ ist (DGAW1). Schließlich müsste eine sehr große Zahl von Menschen ihre individuellen Entscheidungen im Sinne eines Trennzieles treffen, was nach allen Erfahrungen mit den Getrenntsystemen nicht perfekt gelingen kann. Ursachen dafür wurden von Kulturwissenschaftlern wie Technikern untersucht (MOISI). Der Gesetzgeber baut sein Modell einer zukünftigen Entsorgungswirtschaft jedoch auf der Mitwirkung aller Abfallerzeuger auf und formuliert Ziele in Form von Quoten, von kritischen Stimmen auch einmal als „Quotenzauber“ benannt (DGAW2).

Die Problematik genereller Quoten, die auf kommunaler Ebene durch organisatorische und technische Maßnahmen erfüllt werden müssen, zeigt folgendes Beispiel von Großstadt und umschließendem Landkreis. Beide weisen erhebliche strukturelle Unterschiede auf, die sich nicht nur in der Bevölkerungsdichte, sondern auch in zahlreichen sozioökonomischen Kennzahlen niederschlagen (Tab. 1).

Tab. 1: Abfalwirtschaftliche Daten im strukturellen Vergleich.

	Struktur		Restmüll		Wertstoffe		Summe
	Einwohner	E/km²	kg/E*a	%	kg/E*a	%	Kg/E*a
Stadt München	1.552.000	5.000	244	58	179	42	423
Landkreis München	350.000	528	143	30	338	70	481

Auffällig ist der signifikante Unterschied in der Relation von Restmüll- und Wertstoffmenge. Während der Anteil getrennt erfasster Wertstoffe in großstädtischer Struktur bei 42 % liegt, wird in wesentlich dünner besiedelter ländlicher Struktur ein Wertstoffanteil von 70 % erreicht. Die höhere Gesamtmenge im ländlichen Umfeld ist vor allem auf die dort getrennt erfassten Bio- und Grünabfälle zurückzuführen, die um etwa 90 kg/E*a über der der dicht besiedelten Großstadt liegt (MÜN), (LKMÜN).

Recycling als Ziel von Technikeinsatz ist nicht nur gesellschaftlich mit Erwartungen verknüpft, sondern muss sich stets auch den vorwiegend marktwirtschaftlich bestimmten Bedingungen stellen, die Abnehmer von Sekundärrohstoffen formulieren. Auch wenn sich politische Ziele für ausgesuchte Werkstoffe wie etwa Kunststoffe direkt an die Hersteller und Inverkehrbringer entsprechender Produkte wenden, sind marktwirtschaftliche Einflüsse wie volatile Preise und Nachfrage dominant. Die aktuelle Krise des Kunststoffrecyclings zeugt davon, dass freiwillige Verpflichtungen zum Einsatz von Rezyklaten bei niedrigen Preisen für Primärware nicht zwingend greifen (320G), (PL2030). Abnehmer erwarten neben sicherer Rohstoffversorgung maximale Qualität und die möglichst mit einem Preisabschlag gegenüber Neuware.

Die Erwartungshaltung an Recyclingtechnologie und damit an Abfall-Aufbereitungstechnik lässt sich vereinfacht mit maximalem Wertstoffausbringen (Quoten) und gleichzeitig höchster Qualität von Rezyklaten zusammenfassen.

3 ABFALLTYPISCHE EIGENSCHAFTEN

Siedlungsabfälle stellen Gemische aus organischen und anorganischen Stoffen dar, die ein großes Spektrum an Werkstoffen und in vielen Fällen Werkstoffgemischen aufweisen. Abfallgemische enthalten darüber hinaus sowohl kurz- als auch langlebige Artikel, für die sich hinsichtlich Designs und Werkstoffwahl aufgrund sehr unterschiedlicher Nutzungsanforderungen ebenso zahlreiche stoffliche Merkmale ergeben. Aufbereitungstechnik hat stets zum Ziel, bestimmte Merkmalsklassen aus Gemischen zu separieren. Sind stoffliche Merkmale eindeutig und nicht veränderbar, gelingen Trennprozesse mit hoher Effizienz. Bei Siedlungsabfällen liegen jedoch vielfach uneindeutige Merkmale vor, die durch äußere Einflüsse wie Feuchte und begleitende Stoffe beeinflusst werden. Damit werden Merkmalsunterschiede variabel, was sich nachteilig auf Trenneffizienzen technischer Apparate auswirkt.

Ein wesentliches stoffliches Merkmal ist die Schüttguteigenschaft. Sie lässt sich vereinfacht damit beschreiben, dass sich Partikeleigenschaften in einem Gemenge nicht verändern und das alle Partikel im Gemenge frei beweglich vorliegen. Die Untersuchung von Abfalleigenschaften war Gegenstand zahlreicher Arbeiten, die jeweils die Einflussgrößen von Korngrößenverteilung, Schüttdichte, Feuchte und Form herausstellen (MEIN). Die vorherrschende Charakteristik ist die eines

„kohäsiven, zusammenhaltenden Schüttgutes“, die insbesondere eine Vereinzelung von Artikeln oder Partikeln eines Gemisches in Trennprozessen erschwert. Gerade die Vereinzelung stellt jedoch die Grundlage aller mechanischen Separationsverfahren dar. Sie gilt gleichermaßen für Trennverfahren der Klassierung wie der Sortierung. Bilden Abfallpartikel dagegen Konglomerate oder verändern ihre Form und damit Stückgröße bereits bei geringer Krafteinwirkung oder sammeln sie auf ihrer Oberfläche aufgrund von feuchtebedingten Haftkräften feine Bestandteile, die nicht zum Kernmerkmal gehören, resultieren Fehler in den Trennprozessen.

Was sind die Ursachen für die beschriebenen abfalltypischen unscharfen Merkmale? Zunächst hat jeder zu Abfall deklarierte Artikel eine Funktion als Produkt erfüllt. Er hat z.B. Ware als Verpackung geschützt oder ist als Haushaltsgerät mit diversen Stoffen in Berührung gekommen. Diese Gebrauchsspuren und Rückstände begleiten die meisten Wertstoffe, die Abfall-Aufbereitungsanlagen durchlaufen.

Da Siedlungsabfall flächendeckend in täglich geringer Menge je Erzeuger anfällt, sind Sammelsysteme z.B. zur getrennten Sammlung erforderlich. Um die Abfalllogistik effizient zu gestalten, werden Gefäßvolumina nach örtlichen Bedingungen so groß wie möglich und nötig vorgehalten. Es ergeben sich dann Verweilzeiten von Abfällen in Sammelgefäßen, wobei Querkontaminationen aus nicht zielgerichtet eingetragenen Abfällen auftreten. Während in hochverdichteten Großstädten u.U. eine tägliche Leerung von Sammelbehältern notwendig ist, sind Leerungsintervalle im ländlichen Bereich kontinuierlich verlängert worden, so dass Verweilzeiten von 4 Wochen bereits üblich geworden sind. Die mit Feuchte verbundenen Kontaminationen im Milieu von Sammelsystemen führen neben olfaktorischer insbesondere zu oberflächlicher Verschmutzung. Faserhaltige Abfallstoffe nehmen Feuchtigkeit auf, womit sich ihre Festigkeit und auf diesem Weg oft auch ihre Stückgröße bei einer technischen Siebklassierung reduziert.

Einige getrennt erfasste Fraktionen von Siedlungsabfällen wie Gemische mit hohem Verpackungsanteil weisen Schüttdichten von weniger als 100 kg/m³ auf. Im Sinne einer Transportoptimierung werden solche Gemische verdichtet, wobei insbesondere dünnwandige duktile und wenig elastische Kunststoffe verformt werden. Dauerhafte Verformung verändert die Textur der Oberflächen und beeinflusst damit eine Erkennung von mit optischen Systemen erkennbaren Materialeigenschaften.

4 ABFALL-AUFBEREITUNGSTECHNIK

Die in der Abfallaufbereitung eingesetzten Trennprozesse sollen Sorten mit ähnlichen Merkmalen bereitstellen. Als Trennmerkmal wird immer die Stückgröße genutzt, um Fraktionen mit enger Kornverteilung zu erzeugen. Stückgröße ist dabei allein durch die Möglichkeit definiert, eine Sieböffnung definierter Geometrie passieren zu können. Üblich ist eine Siebklassierung besonders feuchter Massenanteile, die in Stückgrößen von etwa kleiner als 50 mm angereichert sind. Die Klassierung „feiner“ Bestandteile dient immer auch dazu, Kornverteilungen gröberer Fraktionen nach unten zu begrenzen, was eine Voraussetzung zum Einsatz von Sortierprozessen ist. Diese arbeiten nur dann mit guter Effizienz, wenn das Verhältnis von kleinstem zu größtem Stück auf etwa 1: 4 eingeschränkt wird. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen auch größere Abfallanteile durch Siebklassierung getrennt werden.

Die vorbereitende Siebklassierung konditioniert Stoffströme für nachfolgende Prozesse einer Sortentrennung. Werden hierbei nur begrenzte Siebwirkungsgrade von deutlich unter 95 % erzielt, resultieren wesentlich größere Stückgrößen-

verhältnisse in Sortierstoffströmen als nach anerkannten Regeln der Technik zulässig. In der Konsequenz sind dann auch nur begrenzte Effizienzen bei Folgeprozessen zu erreichen.

Moderne Sortiertechnik basiert im Wesentlichen auf sensorgestützter Sortierung, wobei Merkmale von Artikeln oder auch Partikeln mit Sensorik über ein breites Spektrum an Wellenlängen identifiziert werden können. Abgeleitet wurde die Sensortechnik aus der landwirtschaftlichen Ernte- und Aufbereitungstechnik. Anders als bei landwirtschaftlichen Anwendungen unterscheiden sich jedoch die Eigenschaften von Abfällen und Agrarprodukten signifikant. Damit gewinnt bei Abfallanwendungen die Vorbereitung von Stoffströmen vor den eigentlichen Sortierprozessen an Bedeutung. Hierbei steht eine Vereinzelung von Partikeln und ungehinderte Präsentation in den Sortieraggregaten im Vordergrund. Die Bedeutung der sensorgestützten Sortiertechnologie wird daran deutlich, dass für die Bemessung der Recyclingfähigkeit u.a. eine „…Sortierbarkeit mittels sensorgestützter Erkennung…“ als Voraussetzung definiert wird (RECY).

In der Praxis hat sich für die Sortierung von wertstoffhaltigen Abfallgemischen eine zweistufige Vorgehensweise etabliert. In der ersten Stufe werden Artikeleigenschaften möglichst erhalten und für Konditionier- und Sortierprozesse genutzt. Damit sind auch die Anforderungen an Zerkleinerungstechnik eindeutig definiert. Diese soll lediglich Gebinde öffnen und einzelne Artikel freilegen, ohne ihre Größe und Form zu reduzieren.

Erst wenn in einer ersten Aufbereitungsebene Artikel in Produkten vorkonzentriert und damit homogene Bedingungen eingestellt worden sind, erfolgt in der zweiten Aufbereitungsebene eine zumeist schneidende Zerkleinerung. Die dabei entstehenden Partikel enthalten überwiegend jeweils nur noch eine Werkstoffart, Verbunde aus mehreren Werkstoffen werden aufgelöst. Erst eine Sortierung auf Partikelniveau erlaubt es, Sekundärrohstoffe mit einer für werkstoffliche Anwendungen erforderlichen Reinheit zu erzeugen.
Die Übergabequalitäten werden stoffspezifisch vereinbart und zeigen jeweils auf, was in den beiden Stufen von Aufbereitungstechnik technisch und wirtschaftlich verträglich ist. Üblich für die erste Aufbereitungsebene ist, dass Qualitätsdefinitionen auf den Zustand „roh“ bezogen werden, d.h. der jeweilige Zielstoff wird einschließlich enthaltener Feuchte und Verschmutzung bewertet. Werden bei Altpapier der untersten Qualitätsstufe maximal 1,5 % papierfremde Bestandteile und 3 % unerwünschte Materialien im Produkt toleriert, dürfen bei einigen Sorten von Kunststoffen bis zu 10 % Störstoffe in Sortierprodukten enthalten sein, in wenigen Fällen liegt die Toleranzgrenze noch wesentlich höher (SORT), (DGP).
In der Praxis sind dennoch häufig Konzentrationen des Ziel-Wertstoffs von nur 80 % bei Qualitätsvorgaben von > 90 % anzutreffen, was nicht auf das jeweilige verfahrenstechnische Konzept, sondern auf das Zusammenwirken von stofflicher Heterogenität bei gleichzeitig volatiler Volumenbeaufschlagung von Anlagen zurückzuführen ist.
Als Gegenbeispiel wird auf englische Sortieranlagen verwiesen, die vertraglich sowohl hohe Produkt-Reinheiten von durchgängig ≥ 95 % als auch ein hohes Wertstoffausbringen von mindestens 90 % garantieren (EUL). Dass die Aufbereitungsanlagen derartige Garantiewerte für Wertstoffgemische des Typs „Comingled“ erreichen, belegt die Leistungsfähigkeit moderner Aufbereitungs-technologie.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die eingangs gestellte Frage, was moderne Abfall-Aufbereitungstechnik zu leisten vermag, lässt sich nicht mit eindeutigen Fakten zu Wertstoffausbringen und Wertstoffkonzentrationen beantworten. Das Einsatzfeld von Abfall-Aufbereitung ist abhängig von denen, die in diesem Fall Siedlungsabfall produzieren. Dieser Vorgang allein weist erhebliche Unterschiede in Abhängigkeit struktureller Bedingungen auf. Die Abfallerzeuger sind zudem in erster Linie Konsumenten, d.h. sie treffen zunächst Kaufentscheidungen, bevor sie ihre Entsorgungsentscheidung fällen. Damit ist das Eingangsmaterial von Abfall-Aufbereitungsanlagen von zahlreichen, regional, national und zeitlich veränderlichen Parametern abhängig.

Der Einsatz von Technik muss schließlich auf heterogene und variable stoffliche Bedingungen angepasst werden. Hinzu kommen wirtschaftliche Bedingungen für den Anlagenbetrieb und letztlich Abhängigkeiten von Märkten für Sekundärrohstoffe und Verwertungskapazitäten für nicht werkstofflich verwertbare Abfallbestandteile.

Unter „idealen“ Bedingungen sind hohe Wertstoffausbeute und hohe Wertstoffqualität mit modernen Aufbereitungsverfahren für Abfälle zu realisieren. Da die „idealen“ Bedingungen jedoch insbesondere von individuellen Entscheidungen der Abfallerzeuger abhängen, kann das technisch mögliche Potential oft nur unvollständig gehoben werden.

LITERATUR

(320G) 320 Grad vom 27.07.2020 Pioniere des Kunststoffrecyclings stehen vor dem Aus

(AVV) Abfallverzeichnis-Verordnung vom 22. Dezember 2016 (BGBl. I S. 3103

(BMU) in: https://www.bmu.de/service/haeufige-fragen-faq/faqs-zum-5-punkte-plan-gegen-plastik-und-mehr-recycling/

(DGAW1) in: https://www.dgaw.de/news-presse/dgaw-opinion am 27.07.20

(DGAW2) in: https://www.dgaw.de/fileadmin/user_upload/Schreiben-DGAW-an-Bundesministerium-fuer-Umwelt-Naturschutz-und-nukleare-Sicherheit_versandt.pdf

(DGP) Spezifikationen für Sortierfraktionen aus LVP in: www.gruener-punkt.de/de/politik-gesellschaft/mediathek/downloads.html

(EUL) Eule, Benjamin, Processing of Co-mingled Recyclate Material at UK Material Recycling Facilities (MRF`s), Dissertation RWTH Aachen 2013

(EWC) European Waste Code Book 2000/532/EC

(KEL) Keller, Reiner, in: Müll. Die gesellschaftliche Konstruktion des Wertvollen. Die öffentliche Diskussion über Abfall in Deutschland und Frankreich, Wiesbaden 2009

(KÖS) Köster, Roman, Recycelte Sprachbilder. Kleine Geschichte deutscher Abfalldiskurse bis 1990 in https://www.bpb.de/apuz/281507/kleine-geschichte-deutscher-abfalldiskurse-bis-1990?p=all

(LKMÜ) Jahresbericht Abfallwirtschaft 2018, Landkreis München

(MEIN) Meinel, A. Zu Theorie und Praxis des Siebkasteneinsatzes in der Wurfsiebung, AufbereitungsTechnik 46 (2005) Nr.7

(MOISI) Moisi, Laura, Müll als Strukturfaktor gesellschaftlicher Ungleichheits-beziehungen, in: https://www.bpb.de/apuz/281505/muell-als-strukturfaktor-gesellschaftlicher-ungleichheitsbeziehungen?p=4

(MÜN) Abfallbilanz Bayern 2018, in: https://www.abfallbilanz.bayern.de/wertstoffe_restabfall.asp

(PL2030) Initiative „Plastics 2030“ der Kunststofferzeuger vom 17.01.2018 in: https://www.kunststoffe.de/news/verbaende/artikel/initiative-plastics-2030-der-kunststofferzeuger-5175771.html

(RECY) n.n. Konsultationsvereinbarungen über Mindeststandards für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen in: https://www.verpackungsregister.org/fileadmin/files/Mindeststandard/Mindeststandard_VerpackG_2019.pdf

(SORT) Liste der Europäischen Standardsorten Altpapier EN 643

Vorträge

Entwicklung einer vollständigen Wertschöpfungskette für Lithium-Ionen-Batterierecycling in Österreich

P. Beigl, S. Scherhaufer, F. Part & S. Salhofer
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

T. Nigl, M. Altendorfer & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

I. Meyer & M. Sommer
Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Bedeutung von Elektrofahrzeugen, wie z.B. Batterie-Elektrofahrzeuge, Pedelecs und Elektroroller, und damit die Nachfrage nach Lithium-Ionen-Batterien (LIB) wird in Zukunft zunehmen, womit die Rückgewinnung wertvoller Metalle (z.B. Cu, Co, Al, Ni) sowie Sicherheitsthemen im Rahmen einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft an Bedeutung gewinnen. Im Rahmen eines laufenden Projektes *LIBRAT* werden wirtschaftliche Auswirkungen auf Basis kohlenstoffarmer Energieszenarien mit Ressourcennutzung der LIB unter dem Aspekt der Kreislaufwirtschaft analysiert, Rahmenbedingungen für einen vollständigen Recyclingprozess in Österreich bewertet und eine Technologie-Roadmap für ein ganzheitliches System – von Second-Life-Ansätzen bis zu Rücknahme- bzw. Sammelsystemen und innovativen Recyclingtechnologien erstellt. Zwischenergebnisse der Studie werden im Rahmen der Tagung vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Lithium-Ionen-Batterien (LIB) stellen aufgrund der stark steigenden Mengen und aufgrund der Sicherheitsvorkehrungen im Gebrauch und Transport in der Abfallwirtschaft sowie im Rahmen einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft ein bedeutendes Themenfeld dar. LIB enthalten wertvolle Metalle (z.B. Cu, Co, Al, Ni) und Komponenten mit steigendem Recycling- und Wiederverwendungspotenzial und erfordern daher Maßnahmen, um diese knappen Materialien in der Wirtschaft zu halten.
Finden Lithiumbatterien als Primärbatterien schon seit längerem Einsatz, gewinnt insbesondere der Einsatz von Lithium-Ionen-Sekundärbatterien (Lithium-Ionen-Akkumulatoren) durch die Mobilitätswende immer mehr an Bedeutung. Ein effizientes und vor allem nachhaltiges System beginnend mit dem Einsatz der LIB, über Lagerung, Transport, Verwertung bis zum Wiedereinsatz von Sekundärressourcen bzw. ganzer Batterien ist essentiell und erfordert eine Zusammenarbeit mehrerer Akteure in der Wertschöpfungskette. Aufgrund der starken Position in den internationalen automobilen Wertschöpfungsketten hat Österreich ein hohes Potenzial für die Einbeziehung in zukünftige zirkulare Wertschöpfungsketten des LIB-Recyclings.
Im Projekt *LIBRAT* – gefördert vom Klima- und Energiefonds – werden wirtschaftliche Auswirkungen auf Basis kohlenstoffarmer Energieszenarien mit Ressourcennutzung der LIB unter dem Aspekt der Kreislaufwirtschaft analysiert, Rahmenbedingungen für einen vollständigen Recyclingprozess in Österreich bewertet und eine Technologie-Roadmap für ein ganzheitliches System – von Second-Life-Ansätzen bis zu Rücknahme-/Sammelsystemen und innovativen Recyclingtechnologien erstellt. Die Methoden umfassen die Bewertung der Recyclingtechnologie, die Bewertung von Produkteigenschaften, die Nachhaltigkeitsbewertung von Designeffekten für Recycling oder

Second Life sowie die Quantifizierung von wirtschaftlichen Auswirkungen und E-Mobilitätsszenarien. In diesem Beitrag werden die Grundlagen für die Studie – Mengengerüst, Wertschöpfungskette und Szenarien – beschrieben.

2 BESTAND VON LITHIUM-IONEN-BATTERIEN

Um eine nachhaltige Wertschöpfungskette für die Verwertung in Österreich entwickeln zu können, ist der derzeitige und zukünftige Bestand von LIB festzustellen. Dazu wird zum einen die aktuelle Entwicklung des Weltmarktes aus Berichten der Avicenne Energy (FR) herangezogen, aber auch die bestehenden nationalen Szenarien des Umweltbundesamtes zur Entwicklung der österreichischen Treibhausgas (THG)-Emissionen – das WEM-Szenario (*with existing measures*) mit bestehenden Maßnahmen und das Transition-Szenario mit einer Reduktion der THG-Emissionen bis 2050 um mindestens 80 % gemäß Pariser Klimaabkommen. Betrachtungszeitraum der Studie ist bis 2040. Die marktseitige Entwicklung wird für die Abfallmengenprognose einbezogen, um die erforderlichen Kapazitäten für ein optimiertes Abfallwirtschaftssystem bzw. Recycling-Einrichtungen festzustellen.

2.1 Einsatzgebiete

LIB finden in vielen Bereichen Anwendung mit stark steigender Tendenz. Im Jahr 2016 waren insgesamt 90 GWh an Li-Ionen-Akkus weltweit am Markt. Für das Jahr 2025 werden bereits 300 GWh prognostiziert (Pillote 2017); der Großteil davon im Automobilbereich, welcher durch den Trend zur Dekarbonisierung des Verkehrssektors stark beeinflusst wird. Aber auch im Bereich der Elektro- und Elektronikgeräte und E-Bikes sind Steigerungen zu erwarten. Waren es vor 10 bis 15 Jahren noch vor allem Mobiltelefone, Smartphones und Laptops (Pillote 2017), die ein großes Einsatzgebiet für Li-Ionen-Akkus darstellten, sind es nun vor allem E-Bikes, E-Werkzeuge aber auch Gabelstapler in größeren Unternehmen. Bedeutend aber größenmäßig nicht so relevant wie die anderen Sektoren (6-7 % des LIB-Weltmarktes), ist der Einsatz als stationären Stromspeicher in Speichersystemen, wie z.B. als Heimspeichersystem in Kombination mit einer Photovoltaik-Anlage, virtuelle Großspeichersysteme, Batteriekraftwerke und industrielle Batteriespeichersysteme (Ornetzeder, Bettin, & Wasserbacher 2019).
Für Österreich wird eine ähnliche Marktzusammensetzung angenommen. Mit dem Ziel der Elektrifizierung des Verkehrssektors, wird der Großteil an LIB im Automobilbereich Einsatz finden. Waren mit Ende 2016 noch 9.000 E-Fahrzeuge im österreichischen Bestand verzeichnet, sind es Ende Mai 2020 schon 33.000 Stück (Statistik Austria 2020). Das ist zwar immer noch ein Bruchteil des gesamten Fahrzeugbestandes (0,6 %), jedoch mit stark steigendem Zuwachs. Im WEM-Szenario wird der E-Fahrzeug Bestand auf etwa 3,1 Mio. Stück (davon 0,9 Mio. Plug-in Hybride) und im Transition-Szenario auf etwa 5,3 Mio. Stück (keine Plug-in Hybride) bis 2050 erwartet. Aber auch im Bereich der E-Bikes als wichtigster Innovationstreiber der Fahrradbranche und auch im Hinblick auf die Mobilitätswende zur Erschließung neuer Zielgruppen und Transportmöglichkeiten werden bedeutende Stückmengen von etwa 500.000 (lt. VSSÖ im Jahr 2018 457.000) angegeben. Im Bereich der Energiespeicher gibt es großes Potential zur Verwendung von gebrauchte LIB aus dem Automobilbereich (Reid & Julve 2016). Ein Demonstrationsprojekt für den Einsatz von Second-Life-Batterien in semi-portablen Speichern läuft derzeit in Unterpremstätten unter der Leitung der Grazer Energieagentur (Ungerböck 2020).

2.2 Abfallmengen

Im Hinblick auf den Marktanteil der verschiedenen Einsatzgebiete werden Traktionsbatterien den größten Anteil in der Abfallwirtschaft einnehmen. Auch im Bezug des Stückgewichts und Größe, haben LIB aus E-Fahrzeugen (z.B. bei Tesla bis zu 100 kWh) einen größeren Stellenwert als beispielsweise Batterien aus E-Bikes (z.B. von Panasonic 0,2 kWh). Nichtsdestotrotz müssen auch Gerätebatterien aus den Elektro- und Elektronikgeräten sowie E-Bikes und weitere Industriebatterien berücksichtigt werden, um eine vollständige und vor allem nachhaltige Verwertung zu garantieren. Die Abfallmengen können aufgrund der Nutzungsdauer von Traktionsbatterien und des E-Fahrzeug-Bestandes abgeschätzt werden. Daten zu Gerätebatterien sind über die Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle (EAK) verfügbar. Seit 2018 ist auch der Anteil an getrennt gesammelten Geräten mit Lithiumbatterien bekannt. Für Industriebatterien sind LIB-bezogene Daten zu Inverkehrsetzungs- und Sammelmassen leider nicht vorhanden. Gemäß Batterienverordnung, besteht keine Verpflichtung zur Meldung dieser Informationen. Im Zuge des Projektes wird eine Mengenabschätzung zur Abfallmengenprognose aufgrund von weiteren Recherchen und Experteninterviews durchgeführt, um eine Größenordnung für die Wertschöpfungskette zu erhalten.

3 WERTSCHÖPFUNGSKETTE IN ÖSTERREICH

Um eine vollständige Wertschöpfungskette für Österreich zu entwickeln, ist es erforderlich zukünftige Trends ebenfalls abzubilden, um kritische Recyclingkapazitäten und die Anlagenauslastung zu berücksichtigen. Ausgehend von der Ist-Situation werden daher mehrere Szenarien miteinander verglichen.

3.1 Ist-Situation

Um zukünftige Szenarien abbilden zu können, ist eine Beschreibung der derzeitigen Situation in Österreich erforderlich, um das System als Ganzes zu analysieren und alle Akteure in der Wertschöpfungskette zu identifizieren. Im Projekt werden daher Akteure in allen Stakeholdergruppen eingebunden und kontaktiert, um Chancen, Risiken und Herausforderungen für das LIB-Recycling in Österreich zu bewerten.
Die Wertschöpfungskette beginnt bei der Produktion, inkl. Herstellung der Rohstoffe für die Batterie, Produktion der Batteriezelle, der Batterie-Module und Batterie-Systeme, der Nutzungsphase, inkl. Verlängerung der Nutzungsphase (durch Second Life Anwendungen) und endet mit der End-of-Life Phase. Die EoL-Phase setzt sich aus unterschiedlichen Prozessschritten zusammen: Sammlung und Vorsortierung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Transport, Lagerung, Entladung, Demontage, Verarbeitung der Altbatterie in einem Recyclingprozess (pyrometallurgisch, hydrometallurgisch, mechanisch etc.), Verarbeitung der Sekundärmaterialien in Hütten bzw. Entsorgung von Reststoffen.
Derzeit erreichen nur sehr kleine Batterievolumina ihr Ende der Lebensdauer und daher sind in Österreich hierfür keine speziellen Recyclinganalagen situiert. Aus Sicht einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft sollen wertvolle Materialien in naher Zukunft effizient und effektiv zurückgewonnen sowie die Lebensdauer soweit wie möglich verlängert werden. Darüber hinaus sind neu entstehende Recycling-Technologien ein Kernelement eines ganzheitlichen Batterierecycling-Systems. In den letzten Jahren entwickelte sich das LIB-Recycling vom Labormaßstab zum vollständigen industriellen Recycling. Daher sind fundierte Entscheidungen über den Technologiemix und den Systemaufbau erforderlich.

3.2 Szenarien und Varianten

Für die Abbildung der zukünftigen Entwicklungen wurden insgesamt vier Hauptvarianten gebildet, wobei eine „Baseline“ und ein „Best-Case“ den Rahmen abbilden. Nichtsdestotrotz ist es wichtig, die Grenzen im Sinne des Spielraums der Möglichkeiten bestmöglich zu bestimmen. Dabei werden die Szenarien WEM und Transition zur Abbildung der Marktentwicklung herangezogen und eine optimierte EoL-Phase mit unterschiedlichen Möglichkeiten für die abfallseitige Beschreibung angenommen.

- Variante 0 („Baseline“): zeigt die Fortschreibung der Ist-Situation der LIB-Sammlung und Verwertung unter Berücksichtigung der steigenden Bestandszahlen nach WEM-Szenario.
- Variante 1 (Optimierung im WEM-Szenario): zeigt ein optimiertes System der LIB-Sammlung und Verwertung unter Berücksichtigung steigender Bestandszahlen nach WEM-Szenario.
- Variante 2 (Optimierung im Transition-Szenario): zeigt ein optimiertes System der LIB-Sammlung und Verwertung unter Berücksichtigung steigender Bestandszahlen nach Transition-Szenario.
- Variante 3 („Best-Case“): zeigt ein nationales System der LIB-Sammlung und Verwertung unter Berücksichtigung von Kreislaufwirtschaftsaspekten und steigenden Bestandszahlen nach Transition-Szenario.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Schließung von Kreisläufen bei stark steigendem LIB-Aufkommen erfordert ein optimiertes System der umfassenden LIB-Sammlung und Verwertung. Angefangen von der separaten Sammlung nach LIB-Typen (mit/ohne Funktionstest „State of battery health“, mit/ohne Entladung), in der Demontage (Zerlegung der Batterien), im Recycling (Recycling ganzer Batterien oder nur Teile davon) ist die Wiederverwendung (Second Life LIBs) und der Einsatz von Sekundärresourcen (z.B. Lithium, um die Abhängigkeit von anderen Staaten zu minimieren) zu forcieren. Dabei spielen Verbesserungen im Design der Batterien (Standardisierung) im Sinne des „Design for Recycling“ und auch „Design for ReUse“ eine große Rolle.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt *Developing the Lithium-ion battery value chain for recycling in Austria* wird vom Klima- und Energiefonds (Förderaktion *Zero Emission Mobility*) gefördert.

LITERATUR

Ornetzeder, M., Bettin, S., Wasserbacher, D. (2019) Zwischenspeicher der Zukunft für elektrische Energie. https://www.parlament.gv.at/ZUSD/FTA/EZwi_Endbericht_fin_final.pdf.

Pillote, C. (2017) The Rechargeable Battery Market and Main Trends 2016 – 2025. Paper presented at the The Battery Show North America 2017, Novi, Michigan, USA.

Reid, G., Julve, J. (2016) Second Life-Batteries As Flexible Storage For Renewables Energies. Retrieved from https://www.bee-ev.de/fileadmin/Publikationen/Studien/201604_Second_Life-Batterien_als_flexible_Speicher.pdf.

Statistik Austria. (2020) Fahrzeug-Bestand am 31. Mai 2020. https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/verkehr/strasse/kraftfahrzeuge_-_bestand/index.html.

Ungerböck, R. (2020) Batterien aus der E-Mobilität – Second Life in Großspeichern.

Batterien aus der E-Mobilität in Second-Life-Anwendungen

V. Stein & A. Arnberger
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Österreich

A. Nickl
AVL DiTEST, Graz, Österreich

R. Ungerböck
Grazer Energieagentur, Graz, Österreich

M. Werinos
AVL List, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In der Abfallhierarchie steht Wiederverwendung über Recycling, daraus ergeben sich für Lithium-Ionen Batterien aus der E-Mobilität besondere Herausforderungen. Da hier aufgrund der Qualitätsvorgaben der Hersteller Batterien mit Kapazitäten von < 80 % aussortiert werden, aber in der Regel noch einen State of Health aufweisen, der eine weitere Nutzung möglich macht und durch die Verlängerung des Lebenszyklus der Batterie einen positiven Effekt auf die Ökobilanz generiert. Allerdings ergeben sich daraus in der Praxis einige Herausforderungen, die im Forschungsprojekt *Secondlife* anhand eines Batteriespeichers im Einsatz erprobt wird. In diesem Projekt wird die Herstellung eines Speichers zur Spitzenlastabdeckung durchexerziert, von der Einstufung der Batterien über die Demontage und die ganzheitliche Bewertung des Prozesses aus technischer, ökonomischer und ökologischer Sicht.

1 EINSATZ VON SECOND-LIFE-BATTERIEN

Die gängigen Konzepte, bei denen preisgünstige Batterien technisch, aber auch wirtschaftlich sinnvoll eigesetzt werden können. Diese Anwendungen konzentrieren sich alle primär auf den Bereich stationärer Speicher. Dazu gehören:

- Optimierung von Stromerzeugungsanlagen,
- Bereitstellung von Ausgleichs- und Regelenergie,
- Optimierung von Verbrauchern am Energiemarkt,
- Ausgleich von Lastspitzen bei Industrie- und Gewerbebetrieben,
- Netzstabilisation, Bereitstellung von Regelenergie,
- Ausgleichsspeicher bei Windkraftanlagen und Photovoltaikanlagen,
- Reduktion von Netzanschlussleistung bei Ladeinfrastruktur,
- Backup und Schwarzstarthilfe bei Kraftwerken,
- Netzfrequenz- und Spannungsregulierung und Ausgleich von Netzflicker und
- Erhöhung des Eigenverbrauchsanteiles von PV-Anlagen.

In Abb. 1 wird der Nutzen der Second-Life-Speicher je nach Einsatzgebiet und Rolle im Elektrizitätssystem konkretisiert.

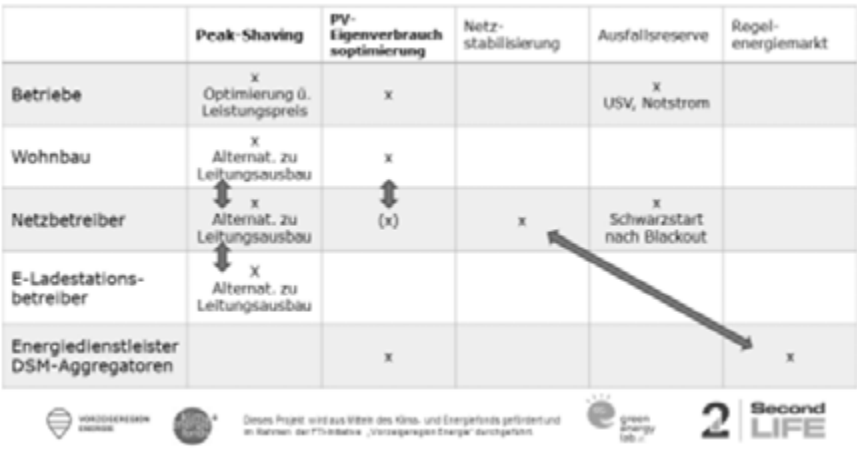


Abb. 1: Schema Einsatzmöglichkeiten von Second-Life-Speichern in der Energiewirtschaft.

2 EINSTUFUNG VON GEBRAUCHTEN BATTERIEN

2.1 Kapazitätsbestimmung

Die genaueste, jedoch zeitlich aufwendigste Methode, ist ein Zyklentest. Hierbei wird die Batterie vollständig entladen und anschließen mit einer geringen Ladeleistung wieder vollständig geladen. Dabei wird der eingebrachte Strom gemessen.
Neben der Zyklisierung ist auch die Innenwiderstandsmessung eine Möglichkeit, um den State of Health (SoH) einer Lithium-Ionen-Batterie zu bestimmen, Bei dieser Methode wird der Innenwiderstand der Batterie in Ruhe gemessen. Anhand von zuvor bestimmten Alterungsfunktionen für denselben Batterietypen lässt sich somit die Restkapazität mit einer Genauigkeit von +10/-10 % bestimmen. Diese Methode ist zwar zeitsparend und kostengünstig, jedoch ist sie zu unpräzise für die Anwendung im Wiederaufbereitungsprozess.
Als dritte Methode hat sich die Impedanzspektroskopie als eine weitere Testmethode entwickelt. Bei der spektralen Impedanzmessung werden die dielektrischen Eigenschaften einer Batterie gemessen. Die Batterie wird bei einem definierten Ladungszustand mit sinusförmigen Wechselströmen oder Sprungfunktionen belastet und es wird die Systemantwort der Spannung gemessen und umgekehrt. Dieser Vorgang wird mit Frequenzen zwischen einigen mHz und mehreren kHz widerholt, was sich stark auf die Messwerte auswirkt. Die daraus gewonnenen Impedanzwerte werden in den Realteil (Amplitude) und Imaginärteil (Phase) aufgeteilt und in einem Bode- oder Nyquist-Diagramm aufgetragen. In der Praxis liegt jedoch das Problem bei der Interpretation der Messwerte.

2.2 Alterungseffekte von Batterien

Ein zweiter, wichtiger Aspekt ist, wie sich die Alterung der Batterie in der Anwendungszeit auswirkt. Hierbei gilt es zu erwähnen, dass bei den Alterungsprozessen einer Li-Ionen-Batterie zwischen kalendarischer und zyklischer Alterung unterschieden wird. Die kalendarische Alterung tritt auch bei inaktiven Zellen auf und hängt maßgeblich von der Lagerungstemperatur und vom State of Charge (SOC) ab. Dabei begünstigen hohe Temperaturen und ein hoher SOC den Alterungsprozess. Die zyklische Alterung kommt im Betrieb einer Zelle vor. Dabei sind hohe Lade- und Entladeströme, hohe

Temperaturen und tiefe Entladungen schädlich für die Zelle. Die Folgen der Alterungseffekte sind eine erhöhte Impedanz, Kapazitätsverlust und Leistungsverlust (Abb. 2).

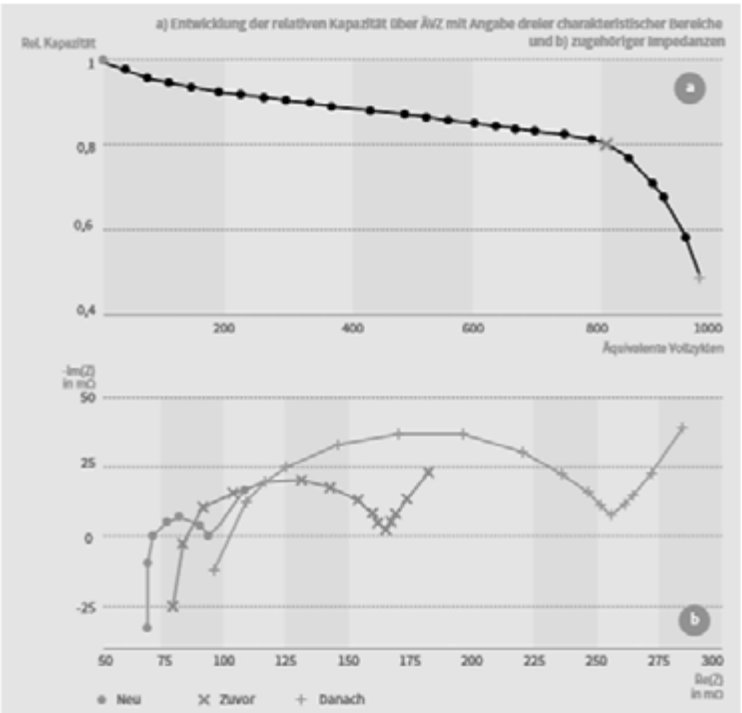


Abb. 2: Darstellung des Kapazitätsverlustes einer Li-Ionen-Batterie bei zunehmenden Äquivalenzzyklen (oben) und Darstellung der Impedanzwerte bei den gekennzeichneten Messpunkten (unten) (Fischhaber et al. 2016).

Zusätzlich ist das oben beschriebene Phänomen der Erhöhung der Impedanzwerte durch die Alterung der Batterie zu sehen. Es ist klar erkenntlich, dass der Realteil in allen Frequenzbereichen stark zunimmt, dies liegt am steigenden Innenwiderstand durch die Alterungseffekte.

Der Punkt der nicht linearen Alterung kann durch optimale Betriebstemperaturen und niedrigen Lade- und Entladeraten hinausgezögert oder gar vermieden werden. Deshalb gilt es zu versuchen die Antriebsbatterien früh genug, sprich vor dem Eintreten des nicht linearen Alterungsverhalten, von der hohen Last im Fahrzeug zu der sanften Betriebsweise als stationäre Speicher überzuführen. Es muss also auch im Second-Life darauf geachtet werden, dass die Batterien bei konstanter Lagertemperatur mit geringen Lade- und Entladeströmen betrieben werden, um eine lange Lebensdauer zu erreichen.

3 DEMONTAGE DER BATTERIEN

Am Markt für elektrische Fahrzeuge herrscht immer noch eine große Variabilität an Modellen und Bauformen vor. Dies stellt enorme Anforderungen an die Flexibilität der Kreislaufwirtschaft dar, da diese ja erst mit Verzögerungen die unterschiedlichen Modultypen zur Verwertung bekommt.

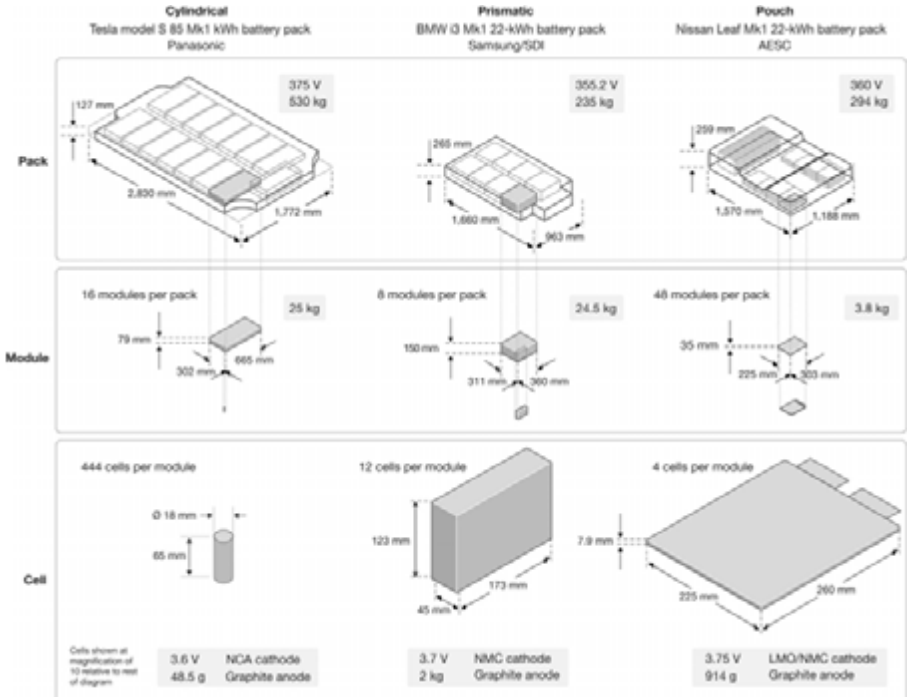


Abb. 3: Beispiele für drei unterschiedliche Batterien auf Pack- und Modulebene (zylindrisch, prismatisch und Pouch-förmig) (Harper et al. 2019).

Daher ist es auch nicht verwunderlich, dass die manuelle Demontage von Batterien aus der E-Mobilität aktuell noch der Standard ist. Auch hier ist besonderes Augenmerk auf den Ladezustand zu legen da sich hieraus großes Gefahrenpotential ergibt. So hat beispielweise eine Studie des ‚Institute of the Motor Industry' herausgefunden, dass nur 2 % der Kfz-Techniker die Voraussetzungen für Hochvoltarbeit mitbringen.

4 ARBEITSSCHRITTE FÜR DIE WIEDERAUFBEREITUNG VON SECOND-LIFE-BATTERIEN

Folgend werden die typischen, einzelnen Schritte des Wiederaufbereitungsverfahrens und des Baus des stationären Batteriespeichers angeführt:

1. Öffnen des Batteriegehäuses durch Lösen der Schraubverbindungen.
2. Lösen der Modulsteckverbindungen.
3. Lösen der Steckerverbindungen der Datenleitung zwischen den Modul-CSC und der BMU.
4. Lösen der Schraubverbindungen zwischen den Modulen und der Gehäuseplatte.
5. Entnahme der Module aus dem Batteriegehäuse.
6. Anschluss der Module an das Messgerät und Vorbereitung der Messung.
7. Durchführung der Messung.
8. Abschließen der Module vom Messgerät und Sortieren der Module nach der Restkapazität.
9. Flashen der Software der Modul CSC mit der eigenen Überwachungs- und Balancing-Software.

10. Montage der Modul-Montageschienen im vorgefertigten Batterieschrank.
11. Verschrauben der Module im Batterieschrank.
12. Anbringen der Steckerverbindungen zwischen den Modulen.
13. Anbringen der Haupt-, Zu- und Ableitungen zwischen Batterieschrank und Relais im Schaltschrank.
14. Anbringen der Datenleitungen zwischen den CSC und der neuen Batteriesteuerung im Schaltschrank.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Um Batterien, die aus der E-Mobilität abgegeben werden, technisch und ökonomisch bewerten zu können, muss eine umfassende Erfassung und Bewertung der Batterien vorgenommen werden, die praxistauglich und ökonomisch darstellbar ist. Im Rahmen des Projektes Secondlife werden genau diese Aufgaben abgearbeitet.
Als Pilotprojekt wird der auf Second-Life-Batterien basierende Speicher als Container ausgeführt werden, um ihn (semi-)mobil für verschiedene Orte einsetzbar zu machen. Eine der Herausforderungen dabei ist, dass der Transport von gebrauchten Batterien nur mit besonderen Genehmigungen durchgeführt werden kann, deshalb ist es u.a. notwendig, die Batterien vor jedem Transport auszubauen und gesondert zu transportieren.
Zusätzlich wird ein Schnellanalyse-Gerät für die SoH-Ermittlung entwickelt, dass es OEMs, Händlern oder Automobilclubs ermöglicht, einer Batterie einen fairen Wert zuzuordnen. Dafür wird sequentiell vorgegangen, von schnell abzuwickelnden Messungen zu zeitaufwändigen.

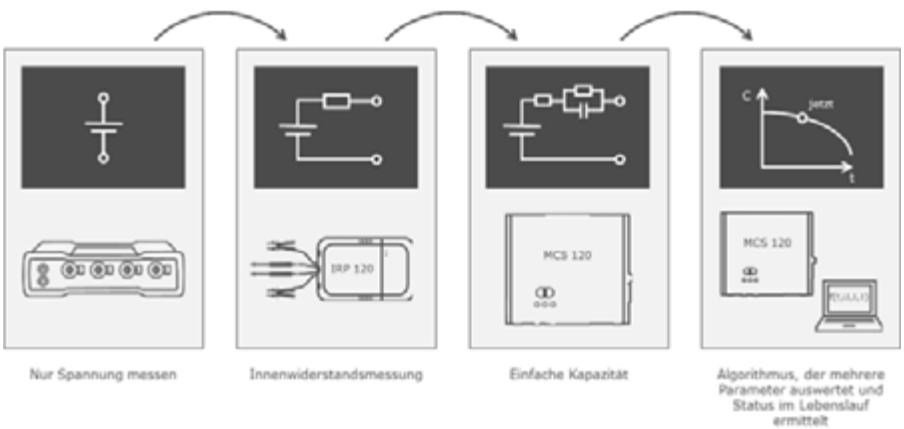


Abb. 4: Sequenz der Messung bei der SoH-Ermittlung.

Für die optimierte Verwendung und Anpassung an den Einsatzort wurde bereits ein Dimensionierungs-Tool entwickelt, das für die Fälle Lastspitzen-Kappung (Peak Shaving), PV-Eigenverbrauchsoptimierung, Blackout-Reserve und Kombinationen derselben insbesondere in industriellen Anwendungen geeignet ist. Als Basis für die Berechnung dienen beispielsweise die vom Stromnetz-Betreiber zur Verfügung gestellten Viertel-Stunden-Verbrauchswerte.

Das Projekt SecondLife wird aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen der FTI-Initiative „Vorzeigeregion Energie“ durchgeführt.

LITERATUR

AVL DiTest (2019): Eigene Darstellung.

Fischhaber, Sebastian; Regett, Anika; Schuster, Simon F.; Hesse, Holger (2016): Second-Life-Konzepte für Lithium-Ionen-Batterien aus Elektrofahrzeugen. Analyse von Nachnutzungsanwendungen, ökonomischen und ökologischen Potenzialen, zuletzt geprüft am 25.06.2020.

Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E. (2019): Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature* **575,** 75–86.

Lithium-Ionen-Batterien: Anforderungen an das Recyclingverfahren der Zukunft

S. Windisch, P. Nagovnak, A. Holzer, C. Ponak & H. Raupenstrauch
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Der Einsatz von wertvollen und teilweise kritischen Rohstoffen wie Kobalt, Nickel, Mangan und Lithium in Kathodenmaterialien sowie die prognostizierten Marktentwicklungen machen das Recycling von Lithium-Ionen-Batterien zu einem abfallwirtschaftlich relevanten Thema. Dieser Beitrag beleuchtet die Entwicklung und Vielfalt dieser Kathodenmaterialien und leitet daraus Anforderungen an zukünftige Aufbereitungs- bzw. Recyclingverfahren ab. Die schnelle Weiterentwicklung der Zellchemismen hin zu nickelreichen Kathodenmaterialien stellt bestehende Verfahren vor wirtschaftliche Probleme und unterstreicht zusätzlich die Notwendigkeit eines flexiblen Prozesses, welcher mit einer variierenden chemischen Zusammensetzung des Abfallstromes zurechtkommen muss.

1 EINLEITUNG

In der Individualmobilität von morgen wird dem Elektroauto eine bedeutende Rolle vorhergesagt. Die Dekarbonisierungsziele, als auch der nationale und EU-verbindliche Klima- und Energieplan, welcher im Dezember 2019 vorgestellt wurde, sehen eine CO_2-Einsparung im Verkehrssektor von mindestens 30% bis 2030 vor. Der Anteil erneuerbarer Energien im Verkehrssektor soll bis dahin auf 14% gewachsen sein (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2019). Da Lithium-Ionen-Batterien (LIBs) über einige überzeugende Vorteile gegenüber anderen Batterie-Technologien verfügen, wie zum Beispiel eine höhere Energie- und Leistungsdichte sowie größere Ladungshübe, wird erwartet, dass diese in einem bedeutenden Anteil der prognostizierten Elektromobilität Verwendung finden. Diese Elektromobilität wird in den mittelfristigen Strategiepapieren der Europäischen Kommission als wichtige Säule propagiert, wobei je nach angewandtem Szenario beträchtliche Unterschiede in der Entwicklung des LIB-Bedarfs beobachtet werden können. In sogenannten „LOW"-Szenarien wird davon ausgegangen, dass sich weder politisch noch gesellschaftlich im Vergleich zum Basisjahr 2018 eine Veränderung einstellt. Dies erscheint im Lichte der letzten politischen Entwicklungen und dem Aufschwung der Grün-Parteien in einigen europäischen Staaten bei den letzten Wahlen jedoch unwahrscheinlich. Die als „MODERATE" betitelten Vorhersagemodelle, welche davon ausgehen, dass die Entwicklung von Elektromobilität mit LIB-Technologie rein durch die ökologische Notwendigkeit im Kampf gegen den Klimawandel weitergetrieben wird, gehen bereits von mehreren hundert Millionen Elektroautos (BEV und PHEV zusammen) bis zum Jahr 2050 aus. Im Kielwasser der Technologiefortschritte für die Elektromobilität, könnten auch stationäre Energiespeichersysteme im Hinblick auf eine optimierte Einbindung erneuerbarer Energieträger eine signifikante Ausweitung erfahren. Eine solche Entwicklung, deren Vorhersage-Graphen in ihren Trends jenen der Elektromobilität ähneln, brächte eine weitere Erhöhung des LIB-Einsatzes mit sich. Während die Absatz-Richtung angesichts globaler politischer Anstrengungen im Kampf gegen den Klimawandel also einigermaßen klar erscheint und den LIBs eine erfolgreiche Zukunft vorhergesagt werden kann, ist die Gewissheit um die tatsächliche Zellzusammensetzung der Lithium-Ionen-Batterien in zukünftigen Elektroautos weitaus geringer. Daher

ist es notwendig, über die Behandlung und Wiederverwendung in die Jahre gekommener, zukünftiger Automobile und deren Batterien nachzudenken und geeignete, wirtschaftliche Verwertungs- und Wiederverwendungsmöglichkeiten zu finden.

2 DIE HERAUSFORDERUNG

2.1 Eine Bezeichnung, aber eine Vielzahl an Technologien und eingesetzten Rohstoffen

Aufgrund der grundsätzlichen Arbeitsweise von Lithium-Ionen-Batterien, kommt einer Vielzahl an Elektroden- und Elektrolytmaterialien für eine Kombination in Frage. Die grundsätzlichen Technologieunterschiede sind dabei im eingesetzten Kathodenmaterial zu finden. Im Bereich der Elektromobilität wird das Feld von derzeit drei Zellchemismen angeführt. Deren definierenden Kenngrößen sind Abb. 1 zu entnehmen.



Abb. 1: Vergleich der Kathodenmaterialien NCA, NMC-111, LFP (Miao et. al 2019).

2.1.1 NCA – Lithium-Nickel-Kobalt-Aluminium-Oxid ($Li(Ni_xCo_yAl_{1-x-y})O_2$)

NCA ist seit den späten 1990er Jahren bekannt und bietet Vorteile bei spezifischer Energie sowie Leistung. Nachteilig ist dabei jedoch die Sicherheit der Zelle, welche besonderer Überwachungsmechanismen beim Einsatz in Elektroautomobilen bedarf. Trotz ihres vergleichsweise geringen Kobalt-Einsatzes ist die Herstellung von NCA-Zellen teuer, was ihre Verbreitung in der Automobilindustrie stark behindert (Miao et. al. 2019).

2.1.2 NMC – Lithium-Nickel-Mangan-Kobalt-Oxid ($Li(Ni_xMn_yCo_{1-x-y})O2$)

Der Vorteil von NMC liegt darin, durch den gezielten Einsatz des Verhältnisses aus Nickel, Mangan und Kobalt verschiedene Zelleigenschaften produzieren zu können. Während die Kosten durch den reduzierten Einsatz von Kobalt verringert werden können, erhöht der Einsatz von Nickel die spezifische Energiedichte. Mithilfe eines größeren Anteils an Mangan lässt sich wiederum die spezifische Leistung erhöhen (Miao et. al. 2019). Diese Variabilität ist es, welche NMC eine größere Attraktivität für weitere Forschungsarbeit beschert und auf lange Sicht in die Lage versetzt, NCA nachhaltig vom Markt zu verdrängen.

2.1.3 LFP – Lithium-Eisen-Phosphat ($LiFePO_4$)

Lithium-Eisen-Phosphat-Zellen punkten mit ihrer hohen intrinsischen Sicherheit sowie der erhöhten Leistungsdichte. Die bessere Verfügbarkeit der im Zellverbund verwendeten Elemente verbilligt die Herstellung. Nachteilig wirkt sich bei Zellen dieses Typs jedoch ihre schnellere Selbstentladung aus, welche nur zum Teil durch kostspieligere Balancing-Systeme ausgeglichen werden kann.

2.2 Kosten als Schlüsselfaktor im Wettstreit der Technologien

Abb. 2 zeigt einen Vergleich der Zusammensetzungen einiger LIB-Technologiemöglichkeiten im Bereich der Elektromobilität. Das zuunterst angeführte LCO (Lithium-Kobalt-Oxid) findet aufgrund seiner hohen Energiedichte, langen Lebensdauer und leichter Produzierbarkeit vor allem in Produkten der modernen Unterhaltungselektronik Verwendung. Auffällig ist, dass das der Technologie den Namen verleihende Lithium in vergleichsweise geringen Massen vorkommt, was der Zellchemie bzw. den in der Zelle ablaufenden Reaktionen geschuldet ist.

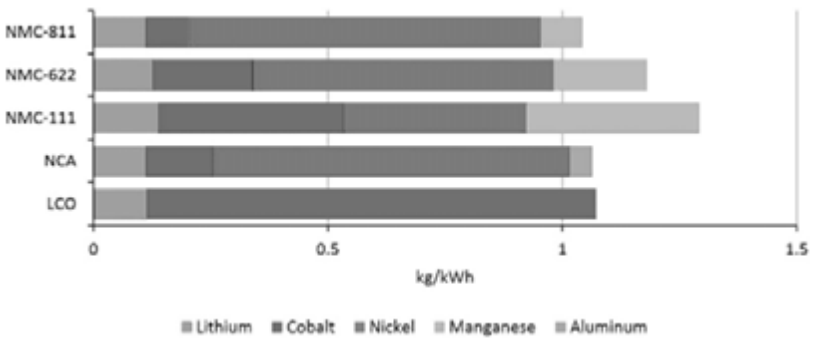


Abb. 2: Rohstoffanteil in kg/kWh nach Kathodentechnologie (Tsiropoulos et.al. 2018).

Da aktuelle Batterietechnologien, und damit Elektroautos insgesamt, im Vergleich mit herkömmlichen, mit Verbrennungsmotoren ausgestatteten Automobilen noch immer teuer sind, wird laufend nach kostengünstigeren Ersatztechnologien geforscht. Um die Kosten auf die von der EU-Kommission erhofften 75 €/kWh bis 2030 reduzieren zu können, muss der Anteil von Kobalt so gering wie möglich gehalten werden (Tsiropoulos et.al. 2018). Abb. 3 gibt eine Übersicht über das Ungleichgewicht der eingesetzten Materialien bei den Kosten je Kilogramm. Diese sind neben der Verbesserung der elektrochemischen und physikalischen Eigenschaften der Batterien der Hauptgrund für die derzeit herrschenden Verbesserungsanstrengungen am Technologiemarkt. Der Anteil von Kobalt an den gesamten Materialkosten der Zelle ist mit einem durchschnittlichen Rohstoffpreis im Jahr 2019 von etwa 40 US-$/kg im Vergleich zu Nickel, Mangan oder Lithium überdurchschnittlich hoch und war in der Vergangenheit immer wieder starken Anstiegen und Abfällen unterworfen. Beispielsweise stand der Preis für ein Kilogramm Kobalt im April 2018 zwischenzeitlich bereits bei rund 110 US-$ (Bastian 2019). Die neben Lithium im Einsatz stehenden Bestandteile von LFP-Zellen, Phosphat und Eisen, sind im Vergleich zu den in NCA und NMC eingesetzten Materialien um ein Vielfaches günstiger. Bis vor kurzem waren Batterien mit Kathodenmaterial aus Lithium-Eisenphosphat die bei weitem verbreitetste Lithium-Ionen-Technologie in chinesischen Elektrofahrzeugen. Weltweit befahren 88% der elektrischen Verkehrsbusse mit diesen sogenannten LFP-Batterien die Straßen ihrer Kommunen und Städte mit dem Vorteil, schnell die günstig angeschafften Batterien an dafür ausgerüsteten Haltestellen nachladen zu können und damit den Nachteil der geringeren Reichweite zu überdecken (Tsiropoulos et.al. 2018).

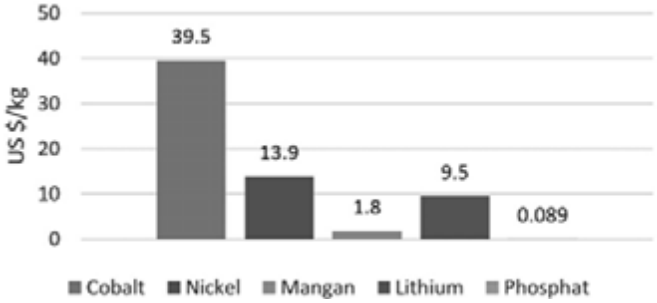


Abb. 3: Durchschnittliche Rohstoffpreise 2019 pro Kilogramm (Bastian 2019).

Derzeit weisen die Ergebnisse vieler Studien jedoch darauf hin, dass die NMC-Kathodentechnologie in Zukunft eine zentrale Rolle spielen wird, wobei die genaue stöchiometrische Zusammensetzung der Technologie umstritten ist. Während das Consulting-Büro Avicenne Energy im Jahr 2030 noch einen ausgeglichenen Mix aus verschiedenen Zusammensetzungen voraussieht, gehen die Analysten von Bloomberg New Energy Finance davon aus, dass das sich derzeit noch im Entwicklungsstadium befindende und aufgrund seines geringeren Kobalt-Gehalts günstigere NMC-811 bis dahin aktuell marktreife Technologien bereits verdrängt haben wird. Das zurzeit in Tesla-Fahrzeugen verbaute NCA wird aufgrund verschiedener nachteiliger Faktoren auf längere Frist gesehen wahrscheinlich an Relevanz verlieren. Mit einem Tesla-Marktanteil von 17 % am gesamten deutschen Elektroauto-Markt bei den Neuzulassungen 2019 bzw. knapp 10 %, wenn auch Plug-In Hybride miteinbezogen werden, wird der zu erwartende Abfallstrom jedoch gerade in den nächsten zehn Jahren einen hohen NCA-Anteil im zu rezyklierenden Aktivmaterial-Mix aufweisen (Kraftfahrtbundesamt 2019).

3 ANFORDERUNGEN AN DAS RECYCLINGVERFAHREN DER ZUKUNFT

Die Menge an in Zukunft zu erwartenden Energiespeichern aus dem Elektromobilitätssektor und der darin zum Einsatz kommenden hochreinen Metalle bereitet einem Recyclingverfahren, welches diese Rohstoffe für einen erneuten Einsatz in Energiespeichern wiedergewinnen kann, einen fruchtbaren Boden. Da die eingesetzten Metalle teils spärlich bis gar nicht in Europa vorkommen und deren Herkunft nicht in allen Fällen ökologisch oder sozial nachhaltig ist, ist die Entwicklung eines entsprechenden Verfahrens von großer Bedeutung. Erschwerend steht dieser Entwicklungsaufgabe entgegen, dass der Abfallstrom in der Zukunft keinesfalls definiert ist und ein zu entwickelndes Verfahren mit sich verändernden Abfallzusammensetzungen, bestehend aus unterschiedlichen LIB-Technologien in differenzierten Verhältnissen, zurechtkommen muss, um wirtschaftlich bestehen zu können. Die Vielzahl an verbauten Materialien in einem komplexen, fest verbauten und geschützten Gehäuse birgt zusätzliche Herausforderungen, welche sowohl die Machbarkeit als auch Rentabilität der Recyclingtechniken beeinflussen können. Auch wenn Lithium, wie oben erwähnt, mit nur geringen Massen in den LIBs verbaut ist, kann davon ausgegangen werden, dass durch die in Zukunft zu erwartende Menge an EVs bzw. End-of-Life LIBs (EoL-LIBs), auch das Gewinnen von primärgrädigem Lithium zu einem wichtigen Bestandteil des Batterie-Recyclings werden wird. Mehrere Studien, welche in Ziemann et. al. (2018) zusammengefasst wurden, stufen die Verfügbarkeit über die nächsten Jahrzehnte aufgrund der vorhergesagten Nachfragesteigerung am Elektroautomobilmarkt als kritisch ein. Das Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) sieht beispielsweise bei entsprechend positiver Entwicklung des Elektroautoabsatzes ohne

Verringerung des Lithiumanteils bzw. veränderter Zellchemie eine mögliche Übersteigung der derzeit bestehenden Lithiumreserven bis ins Jahr 2050. Auch bei späterer flächendeckender Verbreitung der Elektromobilität ist ein starker Anstieg des Lithiumbedarfs vorauszusehen (Thielmann et. al. 2015).

3.1 Aktuelle und zukünftige Recyclingmöglichkeiten

Grundsätzlich können LIB-Zellen sowohl durch hydro- als auch pyrometallurgische Prozesse rezykliert werden. Während bei pyrometallurgischen Prozessen versucht wird, die als Oxide vorliegenden Metalle thermochemisch zu reduzieren und dadurch für einen weiteren Einsatz zurückzugewinnen, verfolgen hydrometallurgische Verfahren dieses Ziel mittels Lösungsmittelextraktion, Elektrolyse und chemischen Fällungsreaktionen. Der Stand der Technik bisheriger Recycling-Anstrengungen auf pyrometallurgischer Basis, wie das in der Literatur oft zitierte Umicore-Verfahren, begnügt sich nach der Vorbehandlung bzw. Zerlegung der Batterien mit der Herstellung einer Metall-Legierung aus Kupfer, Kobalt, Nickel und Eisen, während Lithium in der Schlacke gebunden und nicht mehr im „Closed-loop“ rückgeführt wird, weil eine hydrometallurgische Extraktion mittels Lösungsmitteln aus der Schlacke, obwohl technisch möglich, bislang nicht wirtschaftlich war. Laut einem Bericht der Europäischen Kommission vom April 2019 wurde erst vor kurzem damit begonnen, auch Lithium aus der Schlacke für eine Wiederverwendung zu gewinnen (Europäische Kommission 2019). Bisherige marktreife Recyclingprozesse auf pyro- oder hydrometallurgischer Basis teilen alle den Nachteil, nur wirtschaftlich operieren zu können, solange der Anteil an teurem Kobalt und Nickel im Einsatzmaterial hoch ist. Aluminium, Lithium, und andere billigere Metalle, deren Reduktion oder Extraktion derzeit noch nicht flächendeckend wirtschaftlich ist, verbleiben im Reststoff – dessen Verwertung in der Baustoffindustrie kein wünschenswertes Endergebnis für die Zukunft sein kann. Da sich die Kobaltkonzentrationen in zukünftigen LIBs reduzieren werden, hat ein Recyclingverfahren, welches in Zukunft nicht nur Kobalt und Nickel, sondern alle werttragenden Metalle aus dem Kathodenmaterial der Lithium-Ionen-Batterien zurückgewinnen kann, einen enormen und über die Einsatzdauer von Lithium-Ionen-Batterien nachhaltigen, wirtschaftlichen Vorteil gegenüber Konkurrenzverfahren. Am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben wird aus diesem Grund an der Entwicklung eines pyrometallurgischen Recyclingverfahrens gearbeitet. Dabei sollen in einem induktiv beheizten Schüttschichtreaktor alle Wertmetalle verschiedener Kathodenmaterialien aus ihren oxidischen Verbindungen reduziert werden, wodurch auch die Rückgewinnung des bislang unrentablen, aber in Zukunft verstärkt nachgefragten Lithiums wirtschaftlich möglich sein soll. Dabei wird das aus der oxidischen Verbindung gelöste Lithium über den Abgasstrom geleitet und aufgefangen. Die restlichen Wertmetalle werden als Legierung, im Fall von NCA und NMC bestehend aus Nickel, Kobalt, Mangan und Aluminium, zurückgewonnen. Vorversuche mit reinem Kathodenmaterial aus NCA bzw. NMC lassen auf mögliche Gesamtreduktionsraten von bis zu 70% schließen.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die globalen Anstrengungen zur Verringerung der Treibhausgasemissionen sowie die daraus resultierende steigende Nachfrage nach erschwinglichen Elektrofahrzeugen stellen den Treibstoff für die Entwicklung immer neuer Lithium-Ionen-Batterie-Technologien dar. Die damit verbundene, veränderliche chemische Zusammensetzung der Zellen wird in den nächsten Jahrzehnten die Recyclingwirtschaft vor neue Herausforderungen stellen. Sind es in einer ersten Phase in Europa vor allem Batterien vom Typ NCA und NMC, entwickelt sich der Abfallstrom in den nächsten 20 bis 30 Jahren

kontinuierlich weiter, wobei zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abzuschätzen ist, welche Wertmetalle neben Lithium in den Batterien der Autos der Zukunft verbaut sein werden. Um trotzdem in der Zukunft erfolgreich, nachhaltig und wirtschaftlich agieren zu können, benötigen Recyclingunternehmen Technologien, welche flexibel auf veränderliche Abfallströme aus in der Elektromobilität eingesetzten LIBs reagieren können. Eine solche Recyclingtechnologie auf pyrometallurgischer Basis wird derzeit am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben entwickelt.

LITERATUR

Bastian D. (2019) Rohstoff-Preismonitor Dezember 2019, online verfügbar unter https://www.deutsche-rohstoffagentur.de /DE/Themen/Min_rohstoffe/Produkte/Preisliste/pm_19_12.pdf?__blob=publicationFile&v=5, abgerufen am 06. Februar 2020.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2019) Integrierter nationaler Energie- und Klimaplan für Österreich, online verfügbar unter https://www.bmnt.gv.at /dam/jcr:29ba927b-d36f-4cd4-8f56-8bec97a48c76/NEKP_final%2018.12.2019.pdf, abgerufen am 04. Januar 2020.

Europäische Kommission (2019) Commission Staff Document, online verfügbar unter https://ec.europa.eu/environment/waste/batteries/pdf/evaluation_report_batteries_directive.pdf, abgerufen am 06. Februar 2020

Kraftfahrtbundesamt (2019) Fahrzeugzulassungen im Dezember 2019 – Jahresbilanz – korrigierte Fassung, online verfügbar unter https://www.kba.de/SharedDocs/Pressemitteilungen /DE/2020/pm_01_2020_fahrzeugzulassungen_12_2019_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=11, abgerufen am 06. Februar 2020.

Miao, Y., P. Hynan, A. von Jouanne und A. Yokochi (2019) Current Li-Ion Battery Technologies in Electric Vehicles and Opportunities for Advancements, Energies [2019].

Thielmann, A., A. Sauer und M. Wietschel (2015) Gesamt-Roadmap Lithium-ionen-Batterien 2030, online verfügbar unter https://www.isi.fraunhofer.de/content /dam/isi/dokumente/cct/lib/GRM-LIB.pdf, abgerufen am 06. Februar 2020.

Tsiropoulos, I., D. Tarvydas und N. Lebedeva (2018) Li-ion batteries for mobility and stationary storage applications, online verfügbar unter https://publications.jrc.ec.europa.eu /repository/bitstream/JRC113360/kjna29440enn.pdf, abgerufen am 03. Februar 2020.

Ziemann, S., D. B. Müller, L. Schebek und M. Weil (2018) Modeling the potential impact of lithium recycling from EV batteries on lithium demand: A dynamic MFA approach, Resources, Conservation and Recycling 133 [2018], 76–85.

Mechanische Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batterien in Abhängigkeit der Demontagetiefe

T. Lyon, T. Mütze & U.A. Peuker
TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Aufbereitungstechnik, Freiberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Aufkommen von verbrauchten Lithium-Ionen-Batterien stellt ein wachsendes globales Problem dar. Speziell die Batteriesysteme aus automobilen Anwendungen können Dimensionen von mehreren hundert Kilogramm erreichen. Die Speichersysteme stellen nicht nur eine wichtige Quelle von sekundären Rohstoffen dar, sondern bergen auch ein hohes Gefahrenpotential. Damit stellt das Recycling dieses in der Menge sukzessiv zunehmenden Abfallstroms eine komplexe Aufgabe dar. Ein häufig eingesetzter erster Schritt im Recycling ist das manuelle Demontieren der Speichersysteme bis auf Modul- oder Zellebene. Die folgende Abhandlung vergleicht den Aufwand der mechanischen Aufbereitung mehrere Batteriesysteme in Abhängigkeit der Demontagetiefe und die sich daraus ergebenden Vor- und Nachteile. Dafür wurden verschiedene Batteriesysteme manuell demontiert und sowohl die Zeiten als auch die damit gewinnbaren Materialmengen bestimmt. Darüber hinaus wurden Batteriezellen und die Modulperipherie separat zerkleinert, klassiert und sortiert, um den Aufwand und Trennerfolg einer mechanischen Aufbereitung zu bestimmen.

1 EINLEITUNG

Lithium-Ionen-Batterien sind aus dem Alltag nicht mehr wegzudenken. Die Kapazität, Lebensdauer und das Leistungsgewicht werden ständig optimiert, was sie für viele Einsatzbereiche zunehmend attraktiv macht. Da für den Bau der Batterien eine Reihe kritischer Rohstoffe wie beispielsweise Kobalt benötigt werden (DERA 2019), scheint es lohnenswert Batterien rohstofflich zu recyceln. Batterien bergen als sekundäre Rohstoffquelle allerdings elektrische, thermische und chemische Gefahrenpotentiale (Kwade & Diekmann 2017). Auch haben Batteriesysteme moderner Elektroautos Dimensionen von mehreren Metern Länge und Massen von über hundert Kilogramm, was sie schwer handhabbar macht. Zusammen mit der hohen Vielfalt hinsichtlich Batteriegeometrie und Zellzusammensetzung ist ein einfaches und dennoch effizientes Recycling deutlich erschwert.

2 IST EINE DEMONTAGE NOTWENDIG?

Um die Frage der Notwendigkeit der Demontage eines Batteriesystems zu beantworten müssen verschiedene Aspekte hinsichtlich Zielstellung, Sicherheit, maschineller Aufwand und Wirtschaftlichkeit betrachtet werden.

2.1 Ziel einer Demontage

Grundsätzlich muss unterschieden werden, ob ein Recycling oder ein Reuse der Komponenten angestrebt wird. Beim Reuse werden die Komponenten dem gleichen Verwendungszweck zugeführt, den sie bereits erfüllt haben. Dabei finden naturgemäß keine Zerstörung oder Stoffumwandlungen statt. Denkbare Komponenten eines Batteriesystems dafür wären unter anderem das Systemgehäuse oder das Batterie-Ma-

nagement-System (BMS). Diese können in der Regel durch nicht-zerstörende Demontageschritte abgetrennt werden, insofern sie bspw. durch Schraubverbindungen verankert sind.
Für eine Vielzahl der beim Reuse nicht genannten Komponenten ist eine allgemeine stoffliche Verwertung das Ziel, welche landläufig als Recycling bezeichnet wird (Werner et al. 2020). Dies kann eine mechanische, pyro- und/oder hydrometallurgische Aufbereitung beinhalten, d.h. der teilweise oder vollständige Aufschluss des Materialverbunds mit anschließender Aufkonzentration der Wertstoffe.

2.2 Aufbau eines Batteriesystems

Um einer Beschädigung der Batteriezellen in der Nutzungsphase entgegenzuwirken, werden diese in einem stabilen Systemgehäuse vor äußeren mechanischen Einwirkungen geschützt. Häufig besteht das Gehäuse aus einer Aluminiumlegierung. In ihm sind typischerweise neben den Modulen oder Zellstacks das BMS, Kühlelemente und elektrische Verbinder untergebracht. Speziell bei Batteriesystemen aus reinen Elektromobilen ist eine Demontage sinnvoll, da sie bereits einen hohen Anteil an Material zerstörungsfrei und sortenrein abtrennt. Weiterhin können die freigelegten Module oder Batteriezellen einer weiteren beispielsweise mechanischen Verarbeitung zugeführt werden, wobei die notwendigen Dimensionen für die entsprechenden Anlagen sinken.

2.3 Gefahren bei der Demontage

Eine der vielfältigen Gefahren der Batteriesysteme ist die hohe Gleichspannung von teilweise mehreren hundert Volt. So stellen hohe Berührungsspannungen für den Menschen beim Handling der Batterien eine Gefahrenquelle dar. Auch können Kurzschlüsse und Lichtbögen einen Brand auslösen oder zum thermischen Durchgehen der Batterien führen.
Speziell der letzte Punkt stellt eine ernstzunehmende Gefahr beim Zerkleinern von Batterien dar (Kwade & Diekmann 2017). Um dieser entgegenzuwirken müssen die Batterien mit flüssigem Stickstoff gekühlt, tiefenentladen oder unter Inertgas zerkleinert werden (Cardarelli & Dube 2007, Hanisch et al. 2019). Teilweise werden die Ansätze kombiniert eingesetzt. Insgesamt ist für jeden Ansatz eine Demontage von Vorteil.
Für das kostenintensive Abkühlen ist es besser, wenn massereiche ungefährliche Bestandteile wie das Gehäuse bereits abgetrennt sind und nicht gekühlt werden müssen. Auch für das Inertisieren oder Evakuieren der Zerkleinerungsräume ist es von Vorteil, wenn die Dimensionen der Batterien kleiner sind. Das Tiefenentladen ist schlussendlich nur möglich, wenn das BMS umgangen wird, da dieses den Stromfluss zwischen elektrischen Anschluss und Batteriezellen trennt, um diese in der Nutzungsphase vor einem vollständigen Funktionsverlust zu schützen. Das BMS wiederum kann vielfach nur nach dem Öffnen des Batteriesystems und demzufolge nach einer teilweisen Demontage erreicht und umgangen werden.

2.4 Risiken bei der Demontage

Trotz der im vorherigen Kapitel beschriebenen Vorteile einer Demontage gibt es bei ihr auch eine Reihe von Problemen neben dem Gefährdungsaspekt. Einer der wesentlichsten ist die aufzubringende Arbeitszeit und der schwer zu kalkulierende Aufwand, welcher bei der Demontage betrieben werden muss. In Batteriesystemen werden Schraub-, Klebe-, Steck-, und Schweißverbindungen verwendet. Hinzu kommt die Vielfalt an Batteriesystemen am Markt, die sich je nach Hersteller und Verwendungszweck in ihrem Aufbau stark unterscheiden.

Um die Demontagezeiten zu optimieren ist es notwendig, sich auf bestimmte Batteriesysteme zu spezialisieren. Auch muss der jeweilige Demontageplatz hinsichtlich des Aufbaus und der benötigten Werkzeuge an die jeweiligen Systeme angepasst sein. Da es sich bei den Batteriesystemen um spannungsführende Gegenstände handelt, darf nur elektrisch unterwiesenes Fachpersonal daran arbeiten (Berufsgenossenschaft Energie Textil Elektro Medienerzeugnisse 2015). Hinzu kommen chemische Gefahren beispielsweise durch Leckagen der Zellen, was zusätzliche Arbeitsschutzvorkehrungen erfordert.
Eine perspektivisch angestrebte automatisierte Demontage kann Zeit sparen und senkt die Gefahr für den Menschen. Hier stellen die große Vielfalt an Batteriesystemen, ihre oftmals nur niedrigen Stückzahlen und die vielen unterschiedlichen Verbindungsarten der Komponenten innerhalb eines Batteriesystems die Hauptprobleme dar. Beispielsweise erfordert die Verwendung mehrere Sorten von Schraubenkopfprofilen und -größen innerhalb eines Systems eine entsprechend hohe Anzahl von Werkzeugen in der Demontagelinie, was zu hohen Investitionskosten beiträgt. Hinzu kommt die zeitliche und örtliche Verteilung der Batterierückläufer (VDE 2017, Richa et al. 2014), wodurch eine automatisierte Demontage derzeit nicht wirtschaftlich erscheint.

3 MATERIAL

In der vorliegende Studie wurden vier verschiedene Batteriesysteme untersucht (s. Tab. 1). Es wurden jeweils zwei Systeme aus rein elektrisch betriebenen Automobilen und zwei Systeme aus Hybridmodellen untersucht.

Tab. 1: Übersicht untersuchte Batteriesysteme.

	Batteriesysteme			
	1	2	3	4
Antriebsart	elektrisch		hybrid	
Gewicht System in kg	233	230	97	150
Material Modulgehäuse	Aluminium	Stahl/Kunstst.	Aluminium	Aluminium
Anzahl Module	8	10	6	9
Anzahl an Zellen	96	88	96	108
Zellform	prismatisch			
Material Zellgehäuse	Aluminium	Stahl	Aluminium	Aluminium

Die Batteriesysteme aus den rein elektrisch betriebenen Fahrzeugen sind deutlich schwerer als die der Hybridmodelle. Alle haben rund 100 Batteriezellen und bestehen aus sechs bis zehn Modulen.

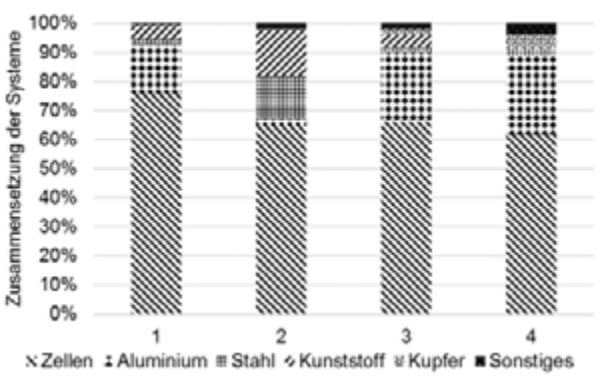


Abb. 1: Zusammensetzung der Systeme.

In Abb. 1 ist die Zusammensetzung der Systeme dargestellt. Der Masseanteil der Batteriezellen beträgt zwischen 62 % und 76 %. Die Systeme 1, 3 und 4 zeigen eine ähnliche Zusammensetzung unabhängig davon, ob sie aus Elektro- oder Hybridfahrzeugen stammen. System 2 zeigt im Vergleich aufgrund des Gehäuses aus Stahl und Kunststoff einen deutlich höheren Anteil dieser beiden Komponenten.

4 ERGEBNISSE

4.1 Demontagezeiten

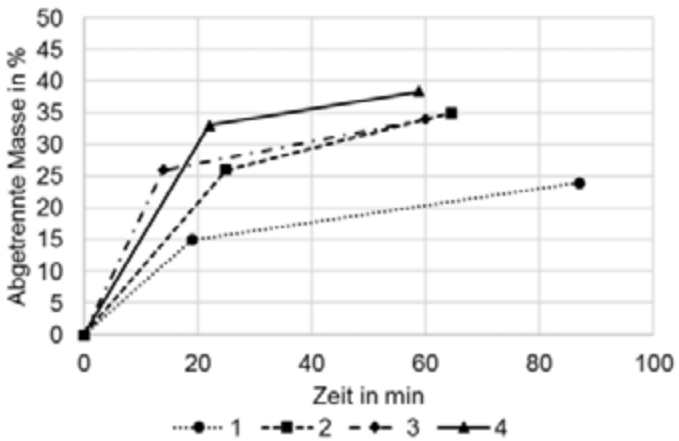


Abb. 2: Zusammenhang Demontageerfolg und Demontagezeit.

In Abb. 2 ist der Fortschritt bei einer Demontage bis auf Zellebene über der benötigten Zeit der jeweiligen Systeme aufgetragen. Für alle betrachteten Systeme werden rund 20 Minuten benötigt um das Modulgehäuse, das circa 25 % der Masse ausmacht, die Module und sonstigen Einbauten zu demontieren. Hierfür mussten je nach System zwischen 87 und 160 Schraubverbindungen gelöst werden, wobei zwischen 2 und 3 verschiedene Werkzeuge benötigt wurden. Vereinzelt mussten zusätzlich Steck-, Lötbzw. Schweißverbindungen aufgetrennt werden.
Der sich daran anschließende Zeitschritt illustriert die Demontage auf Zellebene. System 1 unterscheidet sich deutlich von den anderen dreien, da für die Demontage 20 Minuten mehr Zeit benötigt wird und dabei zusätzlich 10 % weniger Masse demontiert werden kann. Letzteres liegt daran, dass System 1 den höchsten Zellmasseanteil aller betrachteten Systeme hat. Ansonsten wird ca. eine Stunde benötigt um ein Batteriesystem bis auf Zellebene zu demontieren und etwa 33 % der Masse sortenrein abzutrennen.
Bei der Demontage auf Zellebene können somit lediglich 50 % mehr Masse als bei einer Demontage auf Modulebene abgetrennt werden, es wird dafür allerdings die dreifache Zeit benötigt. Weiterhin unterscheidet sich dieser Arbeitsschritt für die Module deutlich voneinander. Bei drei Modulen mussten zerstörende Verfahren genutzt werden, da das metallische Modulgehäuse verschweißt war. Ebenfalls bei drei Modulen waren die Zellen untereinander verklebt, davon waren bei zwei Modulen die Zellen zusätzlich mit dem Modulboden verklebt.
Das mechanische Trennen der Zellen voneinander birgt die Gefahr, das Zellgehäuse zu beschädigen, was eine automatisierte Demontage erschweren würde. Bei einem Modul, welches verschweißt und verklebten war, mussten zusätzlich noch 13 Schrauben gelöst werden, um die Modulleiterplatte zu entfernen. Lediglich bei einem der

untersuchten Module mussten keine zerstörenden Verfahren bei der Zerlegung auf Zellebene angewendet werden. Dafür waren hier für die Demontage 45 Schrauben mit zwei verschiedenen Werkzeugen zu lösen. Die komplexen Verbindungen innerhalb der Batteriesysteme erklären den großen Arbeitsaufwand und die dadurch benötigte Zeit. Weiterhin unterstreicht es, dass eine automatisierte Demontage von Modul- auf Zellebene nur schwierig und oder nicht wirtschaftlich umzusetzen ist.

4.2 Mechanische Aufbereitung

Für die mechanische Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batteriezellen ist in den vergangenen Jahren an der TU Bergakademie Freiberg ein Verfahrenskonzept entwickelt worden. Abb. 3 zeigt eine schematische Übersicht über die Prozesse und die erzeugten Produkte und Zwischenprodukte.
Dieses Verfahren ist für die Aufbereitung von Batteriezellen erprobt worden. Um die Kompatibilität mit Modulen als Aufgabematerial zu überprüfen, wurden Versuche mit Materialien des Systems 4 durchgeführt. Dazu wurden zunächst die Module manuell zerlegt und die Batteriezellen entfernt. Die Komponenten der Modulperipherie sind in diesem Falle ein Stahlgehäuse, diverse Kunststoffabdeckungen, eine Leiterplatte und verschiedene Kunststofffolien. Diese Komponenten oder Batteriezellen wurden nach der Demontage zweistufig zerkleinert. Das bedeutet eine Vorzerkleinerung in einer langsam laufenden zweirotorigen Rotorschere mit anschließender Aufschlusszerkleinerung in einem Universal Granulator (UG 300 Fa. Andritz MeWa) mit einem 20 mm Austragsrost. Danach wurden die einzelnen Sinkgeschwindigkeitsverteilung der Zerkleinerungsprodukte in einer Aerostromsortierung mittels Zick-Zack-Sichter bestimmt und mit den Werten der Zellkomponenten verglichen.

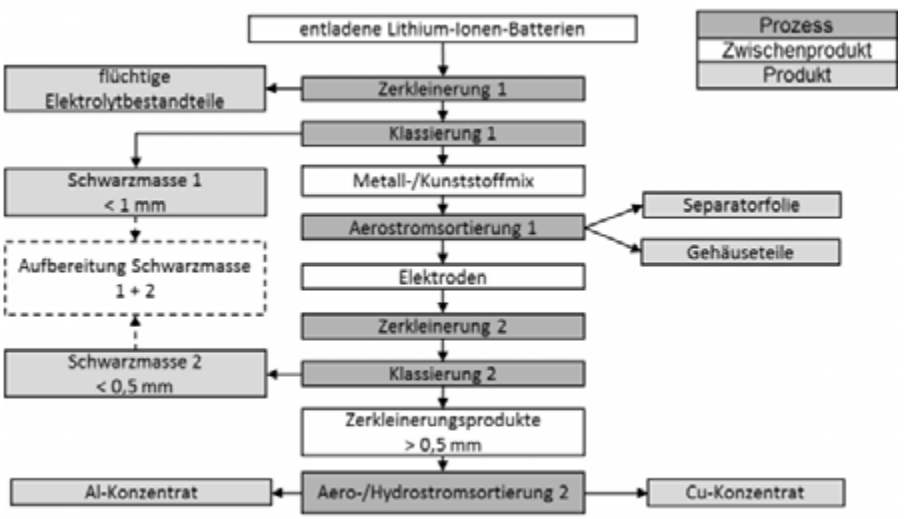


Abb. 3: Aufbereitungsverfahren nach TUBAF (Gellner et al. 2015, Wuschke et al. 2016).

Im Ergebnis wird ein Großteil der Modulperipherie im gleichen Produkt wie die Gehäuseteile der Zelle ausgetragen. Der maschinelle und vor allem zeitliche Aufwand steht im Vergleich zur manuellen oder automatisierten Demontage mit Verweilzeiten von wenigen Minuten in einem sehr günstigen Verhältnis. Damit kann das Verfahrensfließbild auch für die Modulzerkleinerung genutzt und auf eine Demontage auf Zellebene verzichtet werden. Lediglich die Gehäusefraktion wird um Teile der Modulperipherie ergänzt. Da es sich bei dieser Fraktion hauptsächlich um massive

metallische Stücke handelt, können anschließend mittels Wirbelstromscheiders und/oder vorgeschalteter Magnetscheidung verschiedene Metall- und Kunststofffraktionen gewonnen werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Für alle untersuchten Batteriesysteme hat sich unabhängig ihrer Herkunft gezeigt, dass nach circa 20 Minuten ein Viertel der Gesamtmasse zerstörungsfrei demontiert werden kann. Diese Teile können sowohl recycelt als auch wiederverwendet werden. Eine Automatisierung dieses Schrittes wäre vorteilhaft, kann aber voraussichtlich erst mit hohen Stückzahlen und vereinheitlichten Bauformen bei den Batteriesystemen wirtschaftlich umgesetzt werden.
Eine manuelle Demontage bis auf Zellebene kostet das Dreifache an Zeit, wobei mit durchschnittlich acht Prozentpunkten nur verhältnismäßig wenig zusätzliche Masse abgetrennt wird. Die Automatisierung dieses Schrittes scheint nach den bislang vorliegenden Erkenntnissen nur schwer möglich. Eine genaue wirtschaftliche Betrachtung, die den Aufwand der Demontage mit dem Mehraufwand der Aufbereitung der Gehäusefraktion gegenüberstellt, steht noch aus.

6 DANKSAGUNG

Ein besonderer Dank geht an die Herren M. Schubert, F. Kleemann, M. Steckel und S. Tan die im Rahmen studentischer Arbeiten die Experimente durchgeführt und die Ergebnisse aufgenommen haben.

LITERATUR

Berufsgenossenschaft Energie Textil Elektro Medienerzeugnisse. 2015. "Sicherheit bei Arbeiten an elektrischen Anlagen" DGUV Information 203-001 (BGI 519).

Cardarelli, Francois, and Jonathan Dube. 2007. METHOD FOR RECYCLING SPENT LITHIUM METAL POLYMER RECHARGEABLE BATTERIES AND RELATED MATERLALS. US Patent No. 7,192,564 B2.

DERA. 2019. DERA-Rohstoffliste 2019. edited by DERA – Deutsche Rohstoffagentur in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Berlin.

Gellner, Martha, Lutz Wuschke, Hans-Georg Jäckel, and Urs Alexander Peuker. 2015. "Akkus mechanisch aufbereiten." *RECYCLING magazin* 16:26-29.

Hanisch, Christian, Tobias Elwert, and Lisa Brückner. 2019. VERFAHREN ZUM VERWERTEN VON LITHIUM-BATTERIEN. Europäische Patentschrift EP3 517 641 B1 Düsenfeld GmbH

Kwade, A., and J. Diekmann. 2017. *Recycling of Lithium-Ion Batteries: The LithoRec Way*: Springer International Publishing.

Richa, Kirti, Callie W. Babbitt, Gabrielle Gaustad, and Xue Wang. 2014. "A future perspective on lithium-ion battery waste flows from electric vehicles." *Resources, Conservation and Recycling* 83:63 - 76. doi: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.11.008.

VDE, Verband der Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik e. V. 2017. Begleit- und Wirkungsforschung Schaufenster Elektromobilität (BuW) Ergebnispapier Nr. 37. In *Sicherheit von Elektrofahrzeugen*, edited by Ehsan Rahimzei. Frankfurt am Main.

Werner, Denis, Urs Alexander Peuker, and Thomas Mütze. 2020. "Recycling Chain for Spent Lithium-Ion Batteries." *Metals* 10 (3):316.

Wuschke, Lutz, Hans-Georg Jäckel, Dennis Borsdorff, Denis Werner, Urs A Peuker, and Martha Gellner. 2016. "Zur mechanischen Aufbereitung von Li-Ionen-Batterien." *BHM Berg-und Hüttenmännische Monatshefte* 161 (6):267-276.

Untersuchungen zur mechanischen Entschichtung von Elektroden aus Lithium-Ionen-Altbatterien

D.M. Werner, S. Schrader, T. Mütze & U.A. Peuker
TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Aufbereitungstechnik, Freiberg / Sachsen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Entwicklung und Nachfrage von Lithium-Ionen-Batterien (LIB) verursachen zukünftig eine steigende und wirtschaftlich interessante Abfallmenge. Lithium-Ionen-Altbatteriezellen bestehen zu ungefähr der Hälfte ihrer Masse aus Elektroden, einem Materialverbund aus einer Stromleiterfolie und einem darauf aufgebrachten Aktivmaterial. Bei der Entsorgung von Produktionsabfällen oder Altbatterien sind die Elektroden aufgrund ihres intrinsischen Wertgehalts, gesetzlicher Vorgaben und der allgemein guten Rezyklierbarkeit der Metalle die Zielkomponenten. Für einen erfolgreichen Wiedereinsatz sind diese Materialverbunde aufzuschließen und in entsprechende Stoffklassen zu trennen. Im Rahmen des Vortrags wird der Einsatz verschiedener Prallmühlen (Hammer- und Feinprallmühle) verglichen. Durch die Beanspruchung werden die Stromleiterfolien zum einen zerkleinert, zum anderen auch entschichtet. Ausgehend von den erzeugten Produktqualitäten wird eine Handlungsempfehlung zur Aufbereitung eines Elektrodengemischs mit Blick auf veränderte und zukünftige Elektrodenbeschichtungen abgeleitet.

1 EINLEITUNG

Der weltweite zunehmende Einsatz von LIB führt auch zu einer steigenden Menge von Produktions- und Konsumptionsrückständen, die unter Berücksichtigung der ökologischen und wirtschaftlichen Nachhaltigkeit entsorgt werden müssen. Idealerweise werden die Materialien aus den Neuschrotten oder Altbatterien in die Produktion neuer Batterien zurückgeführt. LIBs enthalten werthaltige Metalle, wie Aluminium, Eisen, Kupfer, Lithium, Kobalt, Nickel und Mangan. Diese Metalle, ausgenommen Eisen, bilden hauptsächlich die Stromleiterfolien und Beschichtungen der Elektroden. Aktuell werden Lithium-Ionen-Batterien industriell in Recyclingverfahren behandelt, die auf energie- und kostenintensiven pyrometallurgischen oder hydrometallurgischen Prozessen mit begrenzten Kapazitäten, niedrigen Recyclingraten und einer wirtschaftlichen Abhängigkeit von Kobalt und Nickel als Kathodenmaterialien basieren. Bei diesen Prozessen werden vornehmlich Kobalt, Nickel und Kupfer zurückgewonnen, wohingegen Lithium, Aluminium und Mangan in der Schlacke verbleiben und durch Verfüllung verwertet werden. In Zukunft wird angestrebt, die gesetzliche Recyclingeffizienz von 50 Masseprozent zu erhöhen, und speziell die Kathodenbeschichtungsmaterialien aus Produktionsrückständen direkt für neue Batterieanwendungen wiederzuverwenden (Werner et al. 2020).

2 VERWERTUNG UND AUFBEREITUNG VON ELEKTRODENRÜCKSTÄNDEN

2.1 Aufbau und Zusammensetzung

Grundsätzlich setzen sich LIBs aus den Komponenten Gehäuse, Anode und Kathode, Separator sowie Elektrolyt zusammen. Dabei ist die Anode ein Verbund aus einer Kupferfolie, typischerweise 8 bis 18 µm dick, und einem Beschichtungsmaterial wie

Graphit, Lithiumtitanat, Silizium. Demgegenüber besteht die Kathode aus einem Verbund aus Aluminiumfolie, welche eine Materialstärke von 15 bis 20 µm aufweist, und einem Aktivmaterial, welches sich bezüglich seiner Kristallstruktur in Schichtoxide, Spinelle und Phosphate (Olivinstruktur) klassifizieren lässt. Polyvinylidenfluorid (PVDF) wird üblicherweise als Klebstoff für die Beschichtung verwendet, der das aktive Material untereinander und mit der Metallfolie verbindet. Darüber hinaus sind PVDF oder Carboxymethylcellulose in Kombination mit Styrol-Butadien-Kautschuk gängige Bindemittel für Graphitelektroden. Die Dicke der aufgetragenen Kompositpartikelschicht variiert je nach Anwendungsbereich und Zellchemie im Bereich von 20 bis mehr als 150 µm (Korthauer 2019).

2.2 Zerkleinerung und Aufschluss

Die Elektroden weisen ein zähes Werkstoffverhalten auf (Wuschke 2018). Deren Zerkleinerung findet daher mittels Schneidmühlen oder Rotorscheren statt. Um den Schichtverbund aus Elektrodenbeschichtung und Stromleiterfolie aufzutrennen, sind die Haftzugfestigkeiten zu überwinden. Mittels mechanischer, chemischer bzw. thermischer Beanspruchung wird entschichtet. Die mechanische Beanspruchung zielt auf einen Sprödbruch der Beschichtungsmaterialien entlang der Werkstoffgrenze Stromleiterfolie und Beschichtung. Dazu eignen sich Beanspruchungen auf Druck, Schlag, Reibung und Prall sowie auf Biegung durch herkömmliche Feinzerkleinerungsmaschinen oder die elektrohydraulische Zerkleinerung (Werner et al. 2020). Demgegenüber wird durch eine chemische oder thermische Behandlung sowohl die Kohäsion als auch Adhäsion verringert, in dem entweder durch Zugabe von Lösungen (Harper et al. 2019) oder bei Temperaturen über 350 °C der Binder zersetzt wird (Hanisch et al. 2015).

2.3 Trennung der Komponenten

Je nach Entschichtungsmethodik, Prozessgestaltung und -medium sind verschiedene Technologien zur Trennung der metallischen Stromleiterfolien von den Beschichtungsmaterialien geeignet. Im Einsatz sind eine klassische Siebklassierung mit oder ohne Luftstrahl bei Sieböffnungsweiten kleiner gleich 1 mm, um die abgelösten Partikel im Feingut anzureichern (Werner et al. 2020). Je nach Art des Rückstandes, der Methode zur Entschichtung und der Wahl des Siebschnittes können dadurch Fraktionen erzeugt werden, die den notwendigen Qualitätsanforderungen entsprechen, um direkt als Rohstoff zur Elektrodenherstellung bereitgestellt zu werden. Andernfalls sind diese Fraktionen durch Magnetscheidung oder Flotation weiter aufzubereiten, um anschließend pyro- und/oder hydrometallurgisch Sekundärrohstoffe für die Batterieproduktion oder andere Anwendungen zu erzeugen (Li et al. 2018).

3 METHODIK UND AUSWERTUNG

3.1 Materialien

Zur Versuchsdurchführung standen Produktionsausschüsse aus der Kathodenherstellung und Elektroden, die aus elektroautomobilen Traktionsbatterien händisch gewonnen wurden, zur Verfügung. Die Produktionsrückstände weisen Unterschiede im Beschichtungsmaterial (I NMC; II NMC, IV LFP) sowie Schichtdicken auf (I: 83; II: 56 bzw. IV 62 µm). Bei den Konsumptionsrückständen handelt es sich um eine 12 µm Aluminiumfolie mit 72 µm dicker Beschichtung (III NMC). Die Anode besteht aus einer 8 µm Kupferfolie, deren Graphitbeschichtung 83 µm beträgt (III Anode).

3.2 Maschinen

3.2.1 Rotorschere UG300 MS

Die Vorzerkleinerung der Elektroden erfolgt mit einer schelllaufenden Rotorschere Bauart Universalgranulator UG300 MS (UG) der Fa. MeWa in Gechingen. Der UG300 besitzt eine Antriebsleistung von 7,5 kW und lässt sich den schnelllaufenden Messerblockscheren zuordnen, sodass das Material scherend beansprucht wird. Das Aufgabegut wird über einen Aufgabeschacht dem Zerkleinerungsraum zugeführt. Im Prozessraum wird das Material zwischen den mit Messerblöcken bestückten Rotor und Stator hauptsächlich scherend zerkleinert. Ausreichend zerkleinerte Partikel verlassen den Zerkleinerungsraum durch die runden, 20 mm großen Öffnungen des Austragsrostes. Der verwendete UG300 enthält neun am Rotor befestigte Messerblöcke, welche auf einen Scherspalt zwischen den Messerböcken des Stators von 0,2 mm eingestellt sind. Die Rotorumfangsgeschwindigkeit beträgt 6,4 m/s bei einem Rotordurchmesser von 180 mm.

3.2.2 Hammermühle HM 340

Hammermühlen gehören zu den Feinzerkleinerungsmaschinen mit direkt angetriebenen Zerkleinerungswerkzeugen und bestehen aus einem mit Panzerplatten ausgekleideten Gehäuse. Im Zerkleinerungsraum befindet sich ein mit hoher Umfangsgeschwindigkeit laufender Rotor, auf dem gelenkig befestigte Schläger angeordnet sind. Durch die erzeugte Zentrifugalkraft richten sich die hammerförmigen Schläger radial zur Rotationsachse aus. Dort verweilen sie in ihrer gestreckten Lage und beanspruchen die Elektroden vornehmlich auf Prall. Je nach Materialart findet eine materialspezifische Deformation statt, die das Material vor der Zerkleinerung plastisch verformt und im Idealfall verkugelt. Der mit 3 Reihen und 6 Hämmern ausgestattete horizontal gelagerte Scheibenrotor der HM 340 der Fa. Gebr. Jehmlich lässt sich über einen Frequenzumrichter stufenlos auf Umfangsgeschwindigkeiten von 25 bis 63 m/s einstellen. Ein besonderes Merkmal des HM 340 ist der diskontinuierliche Betrieb, welcher durch eine geschlossene Bodenklappe realisiert wird. Die Beanspruchungszeit des Materials und somit Beanspruchungsenergien für den Verbundaufschluss lassen sich über die pneumatisch öffenbare Bodenklappe bestimmen.

3.2.3 Universalmühle REKORD 224

Die die Universalmühle REKORD 224 der Fa. Gebr. Jehmlich ist den Rotorprallmühlen zuordnen und zeichnen sich durch einen modularen Aufbau hinsichtlich unterschiedlicher Rotorgeomertrien sowie verschiedener Mahlbahnen aus. Das Mahlgut wird über einen Aufgabetrichter zwischen die beweglichen und feststehenden Mahlelemente gelenkt. Beansprucht wird dabei mehrstufig überwiegend auf Prall beim Einsatz des Schlagnasenrotors (SN) und auf Reibung bei der Riffelscheibe (RS). Über die Parameter Drehzahl, Mahlelement und Mahlbahn lässt sich die Endfeinheit des Produktes beeinflussen.

3.3 Methodik zur Messwertgewinnung

Während der Zerkleinerungsprozesse wird die spezifisch mechanische Beanspruchungsenergie ermittelt, indem die mechanische Leistung über Widerstandssensoren gemessen, davon die Leerlaufleistung abgezogen und über die Versuchszeit integriert wird. Anschließend wird die mechanische Beanspruchungsenergie auf die Aufgabemasse bezogen.

$$w_{B,mech} = \int (P_{mech}(t) - P_{mech,Leerlauf}(t))\,dt \,/\, m_{Aufgabe} \qquad (1)$$

Das Produkt aus der Vorzerkleinerung durch den Universalgranulator UG300 MS wird mittels einer HAVER & BOECKER Analysesiebmaschine EML 450 siebklassiert und die Größenverteildung der Partikel bestimmt. Die Fraktionen < 1,0 mm werden im Anschluss mittels ICP-OES auf ihre stoffliche Zusammensetzung analysiert. Ebenso wird mit dem Produkt aus der Feinzerkleinerung mit der Hammermühle HM 340 oder Universalmühle REKORD 224 vorgegangen, wobei dafür die Analysesiebmaschine AS200 der Fa. RETSCH verwendet und nur die Fraktion 0,0-0,1 mm, 0,1-0,2 mm und 0,2-0,5 mm stofflich charakterisiert wird. Daraus kann zwischen Beschichtung- und Partikeln der Stromleiterfolien unterschieden und auf den Entschichtungsgrad *E* für die Vorzerkleinerung (VZ) und Feinzerkleinerung (FZ) geschlossen werden. Der Entschichtungsgrad ergibt sich aus dem Verhältnis von abgetrennter Beschichtung im Feingut (FG) zu der gesamten ursprünglichen Beschichtung auf den Elektrodenfolien:

$$E = (m_{B,\,FG} / m_{B,\,ges}) \bullet 100 \text{ in \%} \quad (2)$$

4 ERGEBNISSE

4.1 Vorzerkleinerung der Elektroden

Die Partikelgrößenverteilung der im Universalgranulator vorzerkleinerten Elektroden zeigt Abbildung 1. Die Partikel aller Elektroden sind als Folge des gewählten 20 mm Austragsrostes kleiner als dieser und breit verteilt. Die aus Produktionsrückständen stammenden NMC-Kathoden I und II verlaufen trotz unterschiedlicher Schickdicke sehr ähnlich, wohingegen die Kathoden als auch die Anoden aus Altbatterien (III NMC) einen leicht höheren Feinkornanteil aufweisen, was auf verschiedene Alterungserscheinungen zurückzuführen ist. Die LFP-Kathoden zeigen zwar den geringsten Feinkornanteil, weisen aber im Vergleich der Elektroden den kleinsten Median auf.

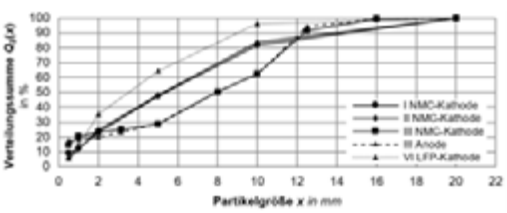


Abb. 1: Partikelgrößenverteilung der vorzerkleinerten Elektroden.

Die Auswertung der Beanspruchungsenergie zeigt keine Abhängigkeit von der NMC-Beschichtungsdicke (vgl. Tab. 1). Dagegen wurde mehr Energie zur Zerkleinerung für die mit LFP-beschichteten Kathoden aufgebracht, was auf unterschiedliche Bindertypen bzw. -mengen zurückzuführen ist (Korthauer 2019). Erwartungsgemäß besteht ein Zusammenhang zwischen Beanspruchungsenergie, Medianwert und Stromleiterfoliengehalt im Feingut c_{Al}. Mit steigendem Energieeintrag und damit sinkendem Medianwert der Zerkleinerungsprodukte nimmt für alle Kathoden der Entschichtungsgrad zu und der Aluminiumgehalt steigt. Das Anodenmaterial (III Anode) zeigt bei ähnlich niedriger Beanspruchungsenergie in etwa den gleichen Medianwert wie das der vergleichbaren Kathode (III NMC).

Tab. 1: Kennwerte der Vorzerkleinerung (VZ) für die untersuchten Materialien.

		I NMC	II NMC	III NMC	III Anode	VI LFP
$w_{B,m}$	in kWh/t	0,7	1,2	0,4	0,3	5,0
x_{50}	in mm	5,4	5,2	7,9	7,9	3,5
E_{VZ}	in %	13,1	12,1	-	-	14,6
$c_{Al,\,<1mm}$	in %	5,1	6,9	-	-	12,6

4.2 Feinzerkleinerung der Elektroden

Die Ergebnisse der Feinzerkleinerung der beschichteten Elektroden sind in Abbildung 2 dargestellt. Wie bei Zerkleinern allgemein bekannt, sinkt der Medianwert mit steigender Beanspruchungsenergie, wobei sich für jede Mühle und jedes Material eine unterschiedliche Zerkleinerungskinetik ergeben. Beim Vergleich der Feinzerkleinerung in der Hammermühle zeigt sich, dass bei ähnlichen Beanspruchungsenergien der Median innerhalb der NMC-Beschichtung mit zunehmender Schichtdicke steigt. Dies ist auf den Anteil an Beschichtung zurückzuführen, der von den Stromleiterfolien abgetrennt wird. Für die jeweils höchste Verweilzeit in der Hammermühle wurde der Entschichtungsgrad bestimmt, welcher bei den NMC-Kathoden mit höherer Schichtdicke im Ausgangsmaterial auch eine höhere Entschichtung dokumentiert. Im Vergleich der verschiedenen Mühlen und verwendeten Werkzeugen bei gleichem Kathodentyp zeigt die Universalmühle mit Riffelscheibe den geringsten Energieeintrag bei gleichzeitig geringstem Medianwert. Hinsichtlich der Entschichtung sind jedoch leicht höhere Werte mit der Schlagnase aufgrund der Prallbeanspruchung erreichbar.

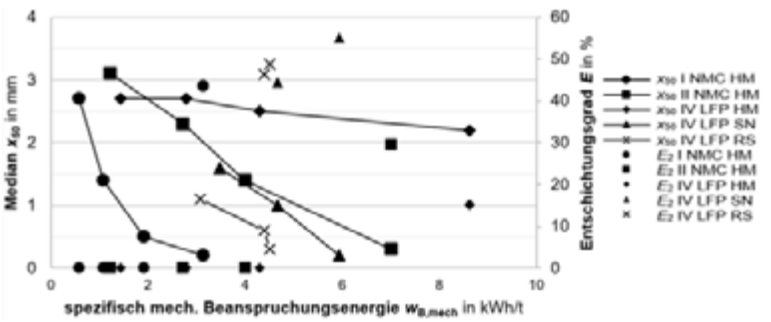


Abb. 2: Einfluss von Materialart, Mahlaggregat und Beanspruchungsenergie bei der Feinzerkleinerung auf den Medianwert und Entschichtungsgrad des Zerkleinerungsprodukts.

Im Hinblick auf die Reinheit des Feinprodukts, welches die Beschichtungsmaterialien bildet, nimmt der Gehalt an Metallfolien grundsätzlich mit sinkender Partikelgröße ab. Dies liegt am duktilen Charakter der Folien, welche bei Beanspruchung eher zur Deformation als Reduktion der Stückgröße führt. Die schlechte Entschichtung der LFP-Kathoden in der Hammermühle führt zu den höchsten Gehalten im Vergleich der Kathoden. Außerdem führen geringere Beanspruchungsgeschwindigkeiten und die Verwendung des Schlagnasenrotors zu geringeren Aluminiumgehalten.

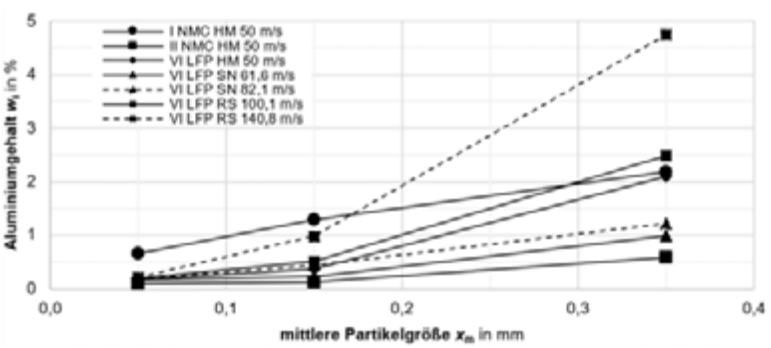


Abb. 3: Metallgehalt in den Partikelgrößenklassen nach der Feinzerkleinerung für verschiedene Mühlen und Werkzeuge.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Zur Entschichtung von Elektroden aus Lithium-Ionen-Altbatterien wurden verschiedene Prallmühlen mit unterschiedlichen Werkzeugen hinsichtlich des Prozessergebnisses verglichen. Durch die mechanische Beanspruchung bei einer Vor- und Feinzerkleinerung werden die Elektroden zerkleinert und teilweise entschichtet. Die Vorzerkleinerung in einer schnelllaufenden Rotorschere ist dabei als Vorbehandlung für eine sich anschließende Feinzerkleinerung zu sehen. Je nach Elektrodenzusammensetzung und -beschichtung ergeben sich dabei unterschiedliche Beanspruchungsenergien, Produktqualitäten, Entschichtungsgrade und Partikelgrößenverteilungen. Wo der optimale Schnittpunkt zwischen Vorzerkleinerung und Feinzerkleinerung liegt, ist Gegenstand weitergehender Untersuchungen.

Mit zunehmender mechanischer Beanspruchung wurden die untersuchten Elektroden allgemein stärker entschichtet, wobei der Entschichtungsgrad von dem jeweiligen Elektrodentyp sowie der eingesetzten Bindermenge und -art abhängt. Vor allem die aus Produktionsrückständen stammenden LFP-Kathoden zeigen ein schlechtes Entschichtungsverhalten bei einstufiger Feinmahlung sodass entsprechende Untersuchungsergebnisse nur für Batterietypen ähnlicher Zellchemie verwendet werden dürfen. Prinzipiell bieten sich alle untersuchten Mühlentypen zur Entschichtung an, wobei die Universalmühle schonender zerkleinert, also bei geringerem Energieeintrag vergleichsweise feine, entschichtete Produktpartikel bei geringem Metallgehalt in der Feinfraktion erzeugt.

Grundsätzlich zeigen die Untersuchungen, dass Elektroden aus Produktionsrückstände als auch aus Konsumptionsrückständen mittels Prallbeanspruchung entschichtet werden können. Inwiefern diese Produkte sich für einen direkten Wiedereinsatz als Batteriematerialen eignen, war nicht Gegenstand der Untersuchungen. Zumindest können auf diesem Weg allerdings die nachfolgenden metallurgischen Verfahrensstufen entlastet werden, indem der Störstoff Aluminium nur in geringen Mengen in der entsprechenden Feinfraktion vorhanden ist. Leider erfordert jedes Material eine spezifische Einstellung der Maschinen zur optimalen Entschichtung bei minimalem Störstoffanteil in der Beschichtungsfraktion.

Weiterer Forschungsbedarf besteht für die zukünftigen Elektrodengenerationen mit erhöhten Beschichtungsdicken und hohem Bindergehalt. Besonders letzterer kann sich negativ auf die mechanische Entschichtung auswirken. Insofern organische Lösemittel abzutrennen sind, ist ein weiterer, z.B. thermischer Behandlungsschritt hinzuzufügen, der in Kombination mit einer mechanischen Beanspruchung wiederum höhere Entschichtungsgrade erzielt. Es bleibt zu klären, inwiefern eine solche kombinierte Technologie unabhängig vom Elektrodenmaterial einsetzbar ist.

LITERATUR

Hanisch, C.; Diekmann, J.; Markley, K.J. et al. (2015) *Recycling of lithium-ion batteries: a novel method to separate coating and foil of electrodes*. Journal of Cleaner Production 108, 301-311.

Harper, G.; Sommerville, R.; Kendrick, E.; Driscoll, L.; Slater, P.; Stolkin, R.; Walton, A.; Christensen, P.; Heidrich, O.; Lambert, S. Abbott, A., Ryder, K., Gaines, L., Anderson, P. (2019) *Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles*. Nature 575, 75–86.

Korthauer, R. (2019) *Lithium-Ion Batteries: Basics and Applications*. Berlin.

Li, L.; Zhang, X.; Li, M.; Chen, R.; Wu, F.; Amine, K.; Lu, J. (2018) *The Recycling of Spent Lithium-Ion Batteries: A Review of Current Processes and Technologies*. Electrochemical Energy Reviews 1, 461–482.

Werner, D., Peuker, U. A., Mütze, T. (2020) *Recycling Chain for Spent Lithium-Ion Batteries*. Metals, 10 (3), 316.

Wuschke, L. (2018) *Mechanische Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batteriezellen*. Dissertation, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg.

Recycling von Al-Schrotten mit hohem Organikanteil

S. Wibner & H. Antrekowitsch
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen dieses Beitrags erfolgt eine Erläuterung der industriell üblichen Verfahren zur Verarbeitung von Al-Schrotten mit hohem Organikanteil. Typischerweise kommen diese in Refinern zum Einsatz, wo Schmelzsalze Anwendung finden. Dabei erfolgt die Herstellung von Gusslegierungen, wozu auch Desoxidationsgranalien, welche in der Stahlerzeugung verwendet werden, zählen. Eine weitere Möglichkeit zur Erzeugung dieser Produkte bietet der Schmelzprozess im Zweikammerofen, wo durch Pyrolyse vorab ein hoher Anteil organischer Bestandteile entfernt werden kann. Diese würden im Schmelzbad zu unerwünschten Reaktionen und daher zu Metallverlusten führen. Um stark kontaminierte Schrotte recyceln zu können ist es wesentlich, dass eine ausreichend hohe Anzahl von Ofenaggregaten existiert. Aus diesem Grund erfolgt, ebenfalls als Ergebnis umfassender Recherchen, die Auflistung von Al-Recyclingunternehmen, welche Salztrommelöfen verwenden und sich in der näheren Umgebung zu Leoben befinden. Im experimentellen Teil des Beitrags finden Laboruntersuchungen statt, um Schmelzausbeuten von gemischtem Al-Schrott mit hohem Organikgehalt zu bestimmen. Hierbei werden die metallurgischen Rahmenbedingungen dahingehend eingestellt, dass eine Vergleichbarkeit mit den industriell eingesetzten Schmelzaggregaten gegeben ist.

1 ALLGEMEINES

Beim Al-Recycling sind zwei grundlegende Verfahrensvarianten zu unterscheiden. Umschmelzwerke (Remelter) dienen der Produktion von Knetlegierungen durch Einsatz wenig verunreinigter Schrotte. Stärker kontaminierte Materialien, zu denen auch Al-Schrotte mit hohem Organikanteil zählen, gelangen unter Verdünnung mit Reinaluminium und Zusatz von Salzen in Schmelzhütten (Refiner), wo Gusslegierungen hergestellt werden. Das typische Prozessschema der Refiner ist in Abb. 1 dargestellt (Krone 2000).



Abb. 1: Verfahrensablauf beim Al-Recycling mit Salzschlacke, laut Beschreibungen nach (Krone 2000).

Als übliche Technologie in diesem Zusammenhang ist das Salzbadschmelzen im Drehtrommelofen hervorzuheben, da hierbei praktisch alle Schrotte bzw. aluminiumhaltigen Vorstoffe verarbeitet werden können. Dies wird durch die Anwendung von Schmelzsalz möglich, welches zur Verminderung von Abbrandverlusten durch den Schutz vor der Atmosphäre, zum Aufbrechen der Oxidschicht und zur Aufnahme eines großen Teils der Verunreinigungen in der sich bildenden Salzschlacke führt. Als Unterscheidungskriterium zwischen Dreh- und Kipptrommelöfen ist der Salzfaktor zu nennen, welcher als Verhältnis der Massen von Schmelzsalz zu nichtmetallischen Komponenten der Einsatzstoffe definiert ist und vom verwendeten Ofenaggregat abhängt. Dieser liegt beim Drehtrommelofen im Bereich zwischen 1,0–1,8 (Krone 2000, Martens & Goldmann 2016, Rombach 2010, Schmitz 2006).
Das Schmelzen im Kipptrommelofen erfolgt vor allem für die Verarbeitung von oxidhaltigen Materialien wie Krätzen oder Gröben aus der Salzschlackenaufarbeitung. Hierbei wird mit geringeren Mengen an Salz gearbeitet (Salzfaktor etwa 0,5), wodurch ein trockener, krümeliger Salzkuchen entsteht, der durch Kippen aus dem Ofen entfernt wird. Nach der Schmelzeraffination im Warmhalteofen erfolgt die Herstellung von Gusslegierungen in Form von Masseln, Flüssigaluminium oder Granulat, wobei letzteres als Desoxidationsmittel in der Eisen- und Stahlerzeugung dient. Die anfallenden Salzschlackemengen liegen im Bereich von 0,2–0,4 t pro Tonne Recyclingaluminium, welche nachfolgend aufzuarbeiten sind. Hierbei werden das Salz und das darin enthaltene metallische Al rückgewonnen und Metalloxide bzw. andere inerte Oxidrückstände ausgetragen, wobei diese in der Zementindustrie Einsatz finden können. Diese Arten von Ofenaggregaten sind für das umfassende Recycling von verunreinigten Al-Schrotten von großer Bedeutung, um Stoffkreisläufe im Bereich des Aluminiums zu schließen. Dementsprechend ist eine ausreichende Anzahl von Anlagen in Europa eine Notwendigkeit, um in Zukunft eine nachhaltige Versorgung mit Sekundäraluminium zu garantieren. In diesem Zusammenhang sind in Kapitel 2 beispielhaft die Recyclingmöglichkeiten der angeführten Schrotte in einem Umkreis von etwa 500 km, ausgehend von Leoben, dargestellt (Krone 2000, Martens & Goldmann 2016, Rombach 2010).
Darüber hinaus kann auch der Zweikammerofen als Alternative zu den Salzschmelzverfahren verwendet werden, um Desoxidationsaluminium mit minderwertigen Al-Einsatzstoffen zu erzeugen. Hierbei ist eine gezielte Vorbehandlung und teilweise Aufbereitung entscheidend. Die Anwendung dieser Technologie findet beispielsweise bei der Hütte Klein-Reichenbach statt, deren Verfahrensabläufe wie folgt zusammengefasst werden können. Nach der Anlieferung des Schrottes erfolgen eine Radioaktivitätskontrolle, ein Verwiegen und eine visuelle Überprüfung. Anschließend besteht die Möglichkeit einer Zerkleinerung bevor die Lagerung nach unterschiedlichen Schrottklassen stattfindet. Der Schmelzprozess wird in einem Zweikammerofen durchgeführt. Zuletzt erfolgt das Vergießen des produzierten Aluminiums zu Einteilern oder Granalien. Für das Chargieren des Ofens finden sowohl blanker, als lackierter Schrott mit höherem Organikanteil Anwendung.
Beim Schmelzprozess im Zweikammerofen erfolgt die Schrottzugabe durch die Türe des Vorherdes, wo auch ein regelmäßiges Abziehen der sich bildenden Krätze stattfindet. Die Tür der Heizkammer wird in erster Linie zum sporadischen Entfernen der sich natürlich bildenden Oxidschicht auf dem flüssigen Aluminium verwendet. In beiden Kammern sind Brenner angebracht, welche zur Vorwärmung der neuen Charge in der Schrottkammer bzw. zur Erwärmung der Aluminiumschmelze in der Heizkammer dienen. Das Chargieren von unterschiedlich stark verunreinigten Schrotten erfolgt in die Schrottkammer, wo ein Vorwärmen und Abschwelen, sodass sich Lacke und Kunststoffe verflüchtigen, stattfinden. Mit den nachfolgenden Schrottchargen werden die vorhergehenden, bereits vorgewärmten und abgeschwelten Einsatzstoffe, in das Schmelzbad geschoben und schmelzen von unten ab. Das dabei

entstehende Gas wird über eine Schwelgasleitung in die Heizkammer geführt und dort verbrannt. Des Weiteren erfolgt in dieser Kammer die Verbrennung eines Erdgas-Luft-Gemisches mit variabler Stöchiometrie, wobei die Regelung dieser über Sauerstoffmesssonden im Abgaskanal stattfindet (Krone 2000, Schmitz 2006).

2 SEKUNDÄRALUMINIUMPRODUZENTEN MIT SALZTROMMELÖFEN

Wie bereits angeführt, stellt eine ausreichende Anzahl von Al-Recyclingunternehmen für das Schließen von Kreisläufen eine Notwendigkeit dar. Daher wurden beispielhaft im Umkreis von Leoben die jeweiligen Unternehmen betrachtet. Auf der Homepage von „European Aluminium“ (European Aluminium 2020) sind alle Aluminiumproduzenten und -verarbeiter im europäischen Raum mit lokaler Zuordnung in einer Karte eingetragen. Durch entsprechende Einengung nach Recyclingunternehmen ist die Erstellung der Grafik laut Abb. 2 möglich, wobei die Kreise Al-Sekundärproduzenten kennzeichnen. Durch Recherchearbeiten konnten jene Unternehmen identifiziert werden, die in einem Umkreis von etwa 500 km ausgehend von Leoben Salztrommelöfen zur Produktion von Gusslegierungen anwenden. Bei den mit „X“ gekennzeichneten Markierungen handelt es sich zwar um Al-Recycler, allerdings erfolgt hier kein Einsatz von mit Salz betriebenen Trommelöfen.



Abb. 2: Grafik mit Al-Recyclingunternehmen, die im Umkreis von etwa 500 km ausgehend von Leoben Salztrommelöfen betreiben – Karte laut European Aluminium (2020).

In Tab. 1 sind die Firmen, aufgeteilt nach Ländern, mit zur Abb. 2 zuordenbaren Nummerierungen zusammengefasst. Des Weiteren sind die Orte, in denen die Unternehmen lokalisiert sind, ersichtlich. Hierbei ist festzustellen, dass in Österreich nur die AMAG Austria Metall AG in Ranshofen Salztrommelöfen betreibt. Auch in der Slowakei in Lupca existiert ein entsprechendes Unternehmen. Ungarn besitzt im Umkreis von 500 km ausgehend von Leoben drei Refiner. In Slowenien werden keine Salztrommelöfen betrieben und in Norditalien sind zwar sehr viele Al-Recyclinghütten registriert, allerdings handelt es sich hierbei hauptsächlich um Remelter zur Verarbeitung sortenreiner Schrotte. Deutschland verzeichnet vier Refiner

im Umkreis, wobei je zwei von Real Alloy sowie von der Oetinger Aluminium GmbH betrieben werden. In Tschechien existieren auch vier Recyclinghütten, welche das Salzbadschmelzen zur Schrottverarbeitung anwenden.

Tab. 1: Al-Recyclingunternehmen im Umkreis von etwa 500 km von Leoben.

Land	Nummer	Firma	Ort
Österreich	1	AMAG Austria Metall AG	Ranshofen
Ungarn	2	Alu-Block Kft	Apc
	3	Scepter Inc.	Tatabánya
	4	Eurocast Kft	Mocsa
Slowakei	5	Confal as	Lupca
Tschechien	6	Alusak	Kromeriz
	7	Remet	Brno
	8	Aluhut as	Dobris
	9	Metal Trade Comax as	Velvary
Deutschland	10	Real Alloy	Töging
	11	Real Alloy	Deizisau
	12	Oetinger Aluminium NU GmbH	Neu-Ulm
	13	Oetinger Aluminium WH GmbH	Weißenhorn

Damit sind in Summe 13 Unternehmen im Umkreis von 500 km ausgehend von Leoben vorhanden, welche als klassische Refiner zu bezeichnen sind. Es ist anzumerken, dass Gießereien, welche einen Teil von Schrotten wiederverwerten, nicht in der Karte eingetragen sind.

3 EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN

Im experimentellen Teil dieses Beitrags werden Schmelzversuche von gemischtem, lackiertem Al-Schrott, der geschreddert vorliegt und einen hohen Organikgehalt aufweist, durchgeführt, um aufzuzeigen, dass bei entsprechender Fahrweise des Ofenaggregates auch minderwertige Vorstoffe ohne Salz zur Erzeugung von Granalien verwertet werden können. Dabei finden drei Experimente mit den maximalen Massen an Einsatzstoffen, welche am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie im Labormaßstab verarbeitet werden können, statt. Dies ist erforderlich, um möglichst repräsentative Schrotteinsatzmengen gewährleisten zu können. Ziel ist es, sowohl den Verfahrensablauf im Refiner als auch jenen im Zweikammerofen, welche beide zuvor erläutert wurden, abzubilden und die Schmelzausbeuten des Schrottes bzw. die sich bildenden Krätzemengen zu ermitteln. Daher erfolgt beim ersten Versuch das Umschmelzen des Schrottes unter Anwendung von Schmelzsalz. Bei den weiteren beiden Experimenten wird eine flüssige Al-Schmelze im Tongafittiegel vorgelegt, in welche der verunreinigte Schrott chargiert wird, wobei dieser bei einem Versuch lackiert und beim zweiten pyrolysiert vorliegt.

3.1 Schmelzexperiment unter Anwendung von Schmelzsalz

Für die experimentelle Untersuchung des Schmelzprozesses entsprechend einem Refiner erfolgt ein Umschmelzen der repräsentativen Schrottprobe unter Schmelzsalz, wobei hier die europäische Salzmischung bestehend aus 70 % NaCl, 30 % KCl + 2 % CaF_2 Anwendung findet (V1). Als Parameter werden eine Temperatur von ca. 800 °C und eine Schmelzzeit von etwa 30 min gewählt, da dies auch den typischen Bedingungen bei Probeschmelzen im Rahmen der Schrottbemusterung entspricht – laut (Krone 2000). Das Verhältnis der Schrottmassen zu Salz beträgt 1 : 0,75. Aufgrund der begrenzten Größe des Ofenaggregates und damit des Tongrafittiegels werden 50 kg Schrott und 37,5 kg Schmelzsalz verwendet. Die Zugabe des Schrottes erfolgt erst, nachdem die Salzmischung flüssig vorliegt. Nach Beendigung des Schmelzvorgangs fallen als Produkte metallisches Aluminium in Barrenform sowie

Salzschlacke an, wobei letztere noch einen geringen Anteil an Aluminium in Form fein verteilter Partikel enthält. Um diese rückzugewinnen, erfolgt das Mahlen und Sieben der Schlacke. Anschließend findet eine Aufteilung in Korngrößenbereiche statt, wobei es sich bei > 1 mm sowie bei 500 µm – 1 mm um metallisches Al handelt. Dieses wird mit warmem Wasser gelaugt und getrocknet, um anhaftende Salzschlackereste zu entfernen. Das Feingut stellt die spröd-brechende Schlacke ohne metallischen Al dar.

3.2 Schmelzexperimente unter Vorlage einer flüssigen Al-Schmelze

Insgesamt erfolgt die Durchführung von zwei Versuchen, bei denen als Einsatzstoff wiederum gemischter, geschredderter Al-Schrott dient, welcher beim ersten Experiment in lackierter Form (V2) und beim zweiten im pyrolysierten Zustand (V3) vorliegt. Die Pyrolyse findet dabei in einem geschlossenen Ofenaggregat bei 600 °C für 12 h unter Stickstoffatmosphäre statt. Beim Schmelzprozess im Kipptiegelofen wird Primäraluminium, mit einer Masse von 80 kg, als Vorlage in Form von Masseln in den Tongrafittiegel chargiert und in den schmelzflüssigen Zustand überführt. Nachfolgend erfolgt die Zugabe von etwa 20 kg Schrott. Die genauen Massen der unterschiedlichen Einsatzstoffe sind in Tab. 2 angegeben. Die Schrottchargierung findet in fünfminütigen Abständen statt, wobei hier jeweils 1 kg unter zusätzlichem manuellem Tauchen mittels Tauchglocke zugegeben wird. Die Temperatur des Schmelzbades ist ständig zu kontrollieren, der optimale Temperaturbereich liegt zwischen 720 und 750 °C. Diese Versuchsbedingungen ermöglichen die optimale Abbildung des industriellen Prozesses im Zweikammerofen. Eine vollständige Pyrolyse in der Schrottkammer wäre hierbei anzustreben, welche allerdings aufgrund unterschiedlicher Einflussparameter (Schrottart, Feuchtigkeit, Temperatur, Ofenmannschaft etc.) nicht immer möglich ist. Das Schmelzexperiment mit dem pyrolysierten Schrott als Einsatzstoff bildet einen optimalen Abschwelprozess in der Schrottkammer ab, jenes mit dem lackierten Material zeigt das Worst-Case-Szenario. Abschließend erfolgen ein Abziehen der gebildeten Krätze (siehe Abb. 3) und das Abgießen des flüssigen Aluminiums. Erstere entsteht aufgrund der hohen Affinität von Al zu Sauerstoff und enthält neben Al_2O_3 auch Silizium-, Eisen-, Kalzium- und Magnesiumoxide sowie andere Al-Verbindungen (Karbide, Chloride, Fluoride) in geringen Mengen. Des Weiteren ist zu erwähnen, dass in der Krätze noch ein hoher Anteil an metallischem Al, oftmals bis zu 60 %, enthalten ist, dieser allerdings beim Schmelzprozess im Zweikammerofen nicht direkt genutzt werden kann und daher auch bei den Experimenten im Labormaßstab dahingehend keine näheren Untersuchungen stattfinden. Die Produkte werden verwogen und eine Massenbilanz erstellt.

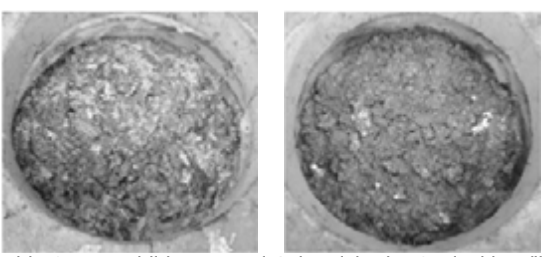


Abb. 3: Krätzebildung am Al-Schmelzbad: V2 – lackiert (links), V3 – pyrolysiert (rechts).

3.3 Auswertung der Schmelzexperimente

In Tab. 2 sind die Ergebnisse der drei Schmelzversuche zusammengefasst. Bei V1 ergibt sich ein metallischer Al-Inhalt von 92,16 % bezogen auf die Schrotteinwaage,

wobei die in der Salzschlacke enthaltenen Al-Partikel bereits mitberücksichtigt sind. Dieses Ergebnis entspricht somit dem maximalen rückgewinnbaren Al-Inhalt.

Tab. 2: Bilanz zu den Schmelzversuchen.

	V1	V2	V3
Einwaage [kg]			
Al-Vorlage	-	79,81	79,57
Schrott lackiert	50,00	20,00	20,00
Schmelzsalz	37,50	-	-
Pyrolyseverlust			
Gasförmig [%]	-	-	1,02
Fest [%]	-	-	0,34
Schrott pyrolysiert [kg]	-	-	19,73
Rückwaage [kg]			
Krätze	-	2,48	2,03
Al metallisch	46,08	97,27	97,32
Ergebnisse (bezogen auf Schrott lackiert)			
Schmelzausbeute [%]	92,16	87,30	88,75
Krätze [%]	-	12,40	10,15

Bei V2 ergeben sich eine Schmelzausbeute von 87,30 % und eine Krätzemenge von 12,40 %. Durch eine vorhergehende Pyrolyse, wie dies bei V3 erfolgt ist, lässt sich erstere auf 88,75 % erhöhen und es bildet sich weniger Krätze. Bei Betrachtung des industriellen Prozesses im Zweikammerofen erfolgt eine Abtrennung der gasförmigen Pyrolyseprodukte, eine Abscheidung der festen findet allerdings nicht statt. Daher wird der, nach dem Pyrolysevorgang abgesiebte und verwogene, Pyrolysekoks beim Schmelzprozess im Labormaßstab mit dem Schrott in das Schmelzbad chargiert. Die geringere Krätzemenge sowie die etwas höhere Schmelzausbeute sind auf den verringerten Organikgehalt zurückzuführen, wodurch Metallverluste minimiert werden. Aufgrund des in organischen Stoffen enthaltenen Kohlenstoffs kommt es in der Al-Schmelze zur exothermen Al-Karbidbildung, wodurch das produzierte Metall verunreinigt und die Oxidation von Al gefördert wird.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des Beitrags erfolgte die Erläuterung von industriell eingesetzten Verfahren zum Recycling von Al-Schrotten mit hohem Organikgehalt. In diesem Zusammenhang wird auch auf die Notwendigkeit von ausreichenden Industrieanlagen zum Schließen der Kreisläufe eingegangen. Im experimentellen Teil erfolgte die Durchführung von drei Schmelzversuchen, um sowohl den Prozess im Salzbadofen, als auch jenen im Zweikammerofen abzubilden und die Schmelzausbeuten von hoch-organikhaltigem Al-Schrott vergleichend zu bestimmen. Hier konnten die besten Ergebnisse bei der Verarbeitung unter Schmelzsalz erzielt werden, wobei die Aufarbeitung des Salzes als zusätzlicher Schritt zu sehen ist. Eine vorgeschaltete Pyrolyse führt darüber hinaus zur Erhöhung der Ausbeuten und zur Verringerung der Krätzemengen im Zweikammerofen.

LITERATUR

European Aluminium, *European Overview: Aluminium plants location.* Internet: https://www.european-aluminium.eu/data/industry-overview/european-overview-aluminium-plants-location/ (Zugriff: 23.05.2020).

Krone, K. (2000) *Aluminiumrecycling.* Aluminium-Verlag, Düsseldorf.

Martens, H., Goldmann, D. (2016) *Recyclingtechnik.* Springer Vieweg, Wiesbaden.

Rombach, G. (2010) *Recycling aus der Sicht eines integrierten Aluminiumkonzerns – Rohstoffe, Technologie, Qualität.* Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 527–537.

Schmitz, C. (2006) *Handbook of aluminium recycling.* Vulkan-Verlag, Essen.

Thermische Metallgewinnung aus Tertiärabfällen

H. Lugmayr, K. Bernegger, M. Riedl & C. Mlinar
Bernegger GmbH, Molln, Österreich

KURZFASSUNG: In einem speziell entwickelten pyrometallurgischen Verfahren werden feinkörnige, feinstverwachsene Rückstände aus einer mechanischen Shredderrückstandsaufbereitungsanlage, welche sehr geringe Metallgehalte aufweisen, weiterbehandelt. Dabei wird Anlagentechnik der Metallurgie auf innovative Art mit modernster Technik der thermischen Abfallverwertung verbunden. Auf diese Weise wird das Ausbringen von Kupfer und Edelmetallen aus Rückständen, welche ohne die Nutzung der darin enthaltenen Metalle bisher deponiert oder verbrannt wurden, maximiert. Zudem werden als Nebenprodukte ein mineralisches Bauprodukt/Bindemittel sowie Zinkstaub produziert und die in den Rückständen enthaltene Energie durch Verstromung und Bereitstellung von Prozessdampf und Nah- bzw. Fernwärme für bestehende Anwendungen genutzt. Die Großindustrielle Umsetzung dieses neuartigen Verfahrens wird nach der bereits erfolgten UVP-Genehmigung und der derzeit laufenden Detailplanung in den nächsten 2-3 Jahren erfolgen.

1 EINLEITUNG

Am Standort Ennshafen in Oberösterreich betreibt Bernegger seit 2006 die weltweit modernste Shredderrückstandsaufbereitungsanlage (SRA-Anlage). Im Wesentlichen werden sehr spezifische metall- und kunststoffhaltige Abfälle – v.a. Sekundärabfälle von Shredderanlagen – in einem mehrstufigen mechanischen Aufbereitungsprozess behandelt. Dabei werden aus den Abfällen wertvolle, sortenreine Rohstoffe (Metalle, Kunststoffe) rückgewonnen.

Bei der Aufbereitung fallen zwei relevante Stoffströme an, welche ökologisch bzw. ökonomisch nicht sinnvoll weiter mechanisch aufbereitet werden können. Diese Fraktionen (Flusen und Sand) werden derzeit in Österreich verbrannt bzw. deponiert. Da in diesen Rückständen jedoch immer noch geringe Anteile an Wertstoffen wie Edelmetalle, aber unter anderem auch weitere als kritische Rohstoffe eingestufte Metalle enthalten sind, wurde ein internes Forschungsprojekt gestartet mit dem Ziel, die Rückgewinnung dieser Wertstoffe im industriellen Maßstab zu gewährleisten.

2 PROJEKTBESCHREIBUNG

In mehrjähriger Forschungsarbeit wurde von Bernegger gemeinsam mit Partnern aus dem Anlagenbau und der universitären Forschung ein pyrometallurgisches Verfahren extra für diese sehr speziellen Rückstände entwickelt. Dieses Verfahren nutzt die bereits vorhandene bestens erprobte und vielfach angewendete Anlagentechnik der Metallurgie und verbindet diese mit Techniken aus der modernen thermischen Abfallverwertung. Die Herausforderung bei diesem Verfahren besteht nicht an der Anlagentechnik an sich, sondern an der Prozessführung. Um eine hochgradige Rückgewinnung der Wertstoffe zu erreichen ist es absolut notwendig, die präzise „Parameter-Zusammensetzung“ der Aufgabeprodukte zu jedem Zeitpunkt zu kennen. Aufgrund der technisch sehr hochwertigen Aufbereitung durch die vorgeschaltete SRA-Anlage kann eine absolut präzise Einhaltung der Aufgabe-Produkt-Parameter (Heiz-

wert, Homogenität, Dichte, Chemie, etc.) erreicht werden. Dadurch wird ein in höchsten Maßen energieeffizienter und umweltschonender Prozess, an dessen Ende entsprechende Wertstoffe generiert werden, gewährleistet.

Als Hauptbaugruppen der Thermischen Metallgewinnung sind folgende Komponenten zu sehen:

- Silos und Bunker für die Lagerung der Ausgangs- und Zusatzstoffe.
- Anlage zur Verwiegung, Mischung und Kompaktierung (Brikettierung) der Materialien (Sand, Flusen und Additive) sowie Dosier- und Förderbänder zur Beschickung des Schmelzofens.
- Der eigentliche Schmelzofen (TBRC) mit den erforderlichen Anbauten für Kühlung, Luft- und Sauerstoffzufuhr, Rotation, Abgießen etc. Die Prozesstemperatur beträgt ca. 1.250 °C. Der Behandlungsprozess läuft autotherm ab.
- Nachgeschalteter Separationsofen, zur Separation von Schlacke und Edelmetallkupferlegierung und für metallurgische Prozesse zur Qualitätssteuerung der Legierung bzw. der Schlacke.
- Dem aktuellen Stand der Technik entsprechende Abgasreinigung (BVT für Abfallverbrennung, 2019).
- Produktfilter zur Rückgewinnung von Zink- und Blei-angereicherten Filterstaub.
- Turbine zur Stromerzeugung und Dampfübergabestation für die Nah- und Fernwärmenutzung.

Die geplante Thermische Metallgewinnung wird auf eine Jahrestonnage von 100.000 t/a und einer Produktion im Durchlaufbetrieb ausgelegt.

Mit dieser Innovation der Abfallbehandlung können folgende Ziele erreicht werden:

- Technisch maximal mögliche Kupfer- und Edelmetall-Ausbeute in Form einer Metalllegierung (ca. 3.000 t mit u.a. Cu, Sn, Ni, Ag, Au, Pd, Pt und Fe) aus den Rückständen, welche bisher deponiert bzw. in einer Abfallverbrennungsanlage entsorgt wurden.
- Produktion von ca. 30.000 t Schlacke, welche als Sekundärbaustoff oder mineralisches Bindemittel in der Bauindustrie eingesetzt werden kann.
- Gewinnung von ca. 5.000 t Produktstaub (angereichert mit Zn und Pb-Oxiden) zur Verwendung in der Zink-Industrie.
- Nutzung der in den Rückständen enthaltenen Energie durch Verstromung (48 GWh) und Bereitstellung von Prozessdampf, Nah- bzw. Fernwärme (35 GWh) für bestehende Anwendungen.
- Damit einhergehend: Absolute Reduktion der Entsorgungsmengen und somit Schonung von Verbrennungs- und Deponiekapazitäten.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Das gegenständlich entwickelte pyrometallurgische Verfahren zur Metallrückgewinnung aus sehr spezifischen Tertiärabfällen aus der Abfallbehandlung stellt eine Neuentwicklung dar, welche das Potential hat die Abfallwirtschaft zu revolutionieren. In der großindustriellen Umsetzung dieser Anlage besteht noch ein hohes wirtschaftliches Restrisiko. Der Innovationskraft der Fa. Bernegger entsprechend wird die Errichtung dieser Anlage jedoch bereits in den nächsten 2-3 Jahren angestrebt.

Systemkonzeptionierung von Schredderanlagen im Metall- und Schrottrecycling

T. Kraffczyk
REMONDIS Electrorecycling GmbH, Geschäftsführung, Lünen, Deutschland

R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhlleiter Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die vorliegende Systemkonzeptionierung von Schredderanlagen unter dem Einfluss umweltschutzrechtlicher Änderungen, untersucht sowohl formalrechtliche, verfahrenstechnische als auch wirtschaftswissenschaftliche Aspekte des wertstromorientierten Schredderprozesses. Sie ist ein systemtheoretischer Ansatz, um die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Weiterentwicklung von Schredderanlagen im Metall- und Schrottrecycling in einem Kreislaufmodell darzustellen.
Der Fokus liegt dabei in der Analyse und Gewichtung technischer Herausforderungen in Folge der Anwendung des europäischen und nationalen Regelwerks in Zeiten volatiler Marktstrukturen, im konjunkturellen Abwärtstrend der industriellen Wirtschaft und unter einem anwachsenden Wertstoffverfall des Inputstroms am Großschredder.

1 EINLEITUNG

Mit einer Versorgungsquote von 20 bis 25 % gehören Schredderanlagen zu den wesentlichen Elektrostahlwerkslieferanten und bilden einen Kernbereich der deutschen Recyclingwirtschaft für Eisen- und Metallschrotte. Europäische Normen und Rechtsvorschriften prägen die Kreislaufwirtschaft und den daran gebundenen Umweltschutz in Deutschland, zunehmend auch in den Bereichen der Energieeffizienz, Ressourcenschonung und dem Klimaschutz (Birnstengel 2018) und nehmen nachhaltigen Einfluss auf den Fortbestand altgedienter Schredderanlagen. Darüber hinaus setzen Überkapazitäten im Markt, die Konjunkturschwäche der europäischen Wirtschaft und die wertstoffhaltigen Veränderungen im Vormaterial, Schredderbetreiber in ihrer langfristigen strategischen Ausrichtung unter Druck.

Die methodische Risikobewertung von Langzeitinvestitionen im Altanlagensegment, wird neben der betriebs- und umweltschutzrechtlichen Evaluation im Entwicklungsprozess von Schredderanlagen zunehmend systemrelevant. Die im Folgenden dargestellten sieben Kerneinflussfaktoren auf die Weiterentwicklung von Schredderanlagen sind ein Modellansatz, strategische Managemententscheidungen im Investitionsprozess zu lenken und das übergeordnete Ergebnis einer dreijährigen Forschungsarbeit bei der TSR Recycling GmbH & Co. KG in Deutschland im Zeitraum Oktober 2016 bis Dezember 2019 (Kraffczyk 2020).

2 DIE SIEBEN KERNEINFLUSSFAKTOREN

Die sieben Kerneinflussfaktoren auf die Weiterentwicklung von Schredderanlagen unter dem Einfluss umweltschutzrechtlicher Änderungen, fußen auf den formalrechtlichen Anpassungen des BREF für Abfallbehandlungsanlagen aus dem Jahre 2018 (Pinasseau et al. 2018) und der novellierten Entwurfsfassung der TA Luft aus dersel-

ben Entwicklungsperiode (BUNS 2018). Das in Abbildung 1 dargestellte Kreislaufmodell, stellt die Verbindung zwischen den gesetzlichen Herausforderungen und den strategischen Managemententscheidungen der Betreiber im Kontext einer Anlagenneuplanung dar (Kraffczyk und Goldmann 2018).

Das Modell verfolgt die Theorie, dass die überarbeiteten Emissionsgrenzwertbestimmungen und Umweltauflagen des BREF und der TA Luft, direkten oder indirekten Einfluss auf die technischen und betrieblichen Bestandsprozesse von Schredderanlagen nehmen.

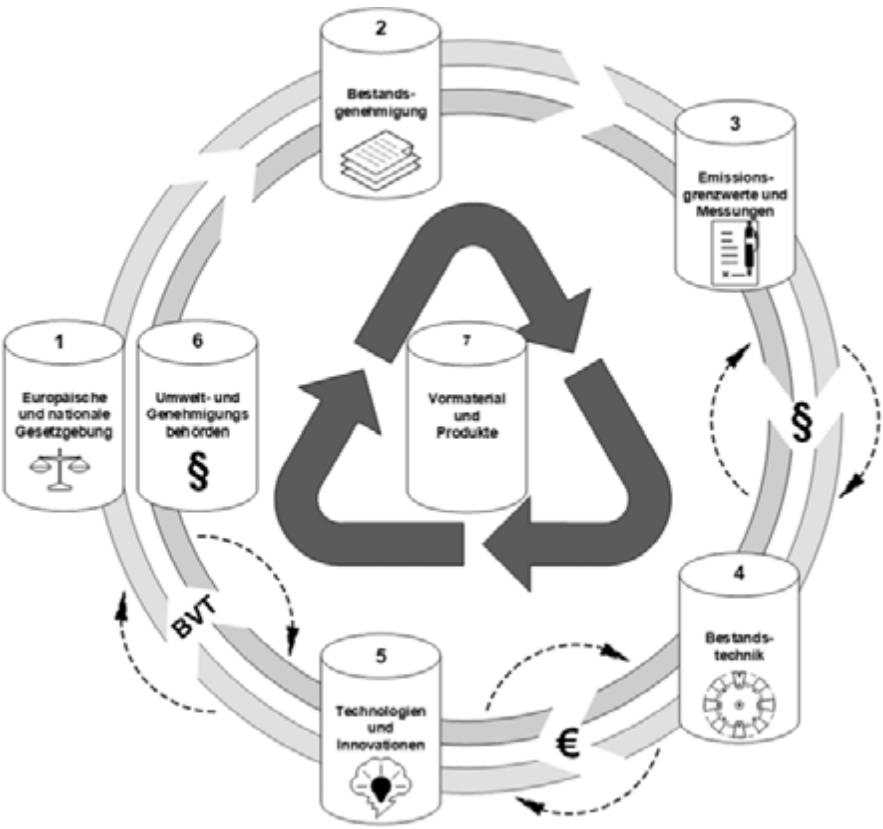


Abb. 1: Die sieben Kerneinflussfaktoren auf die Weiterentwicklung von Schredderanlagen unter dem Einfluss umweltschutzrechtlicher Änderungen (Kraffczyk 2020).

Die in Säule 1 dargestellten rechtlichen europäischen und nationalen Rahmenbedingungen, wirken sich bei Einflussnahme auf die Nebenbestimmungen des Genehmigungsbescheides (Säule 2), direkt auf den Fortbestand entsprechender IED-Anlagen (Anlagen laut „Industrial Emissions Directive“) aus. Genehmigungsrelevante emissionstechnische Betriebsgrenzen sind mit den neuen rechtlichen Emissionsgrenzwerten abzugleichen und indizieren infolgedessen, ob ein Eingriff in die Bestandstechnik in Form einer verfahrenstechnischen oder betrieblichen Maßnahme erforderlich ist.
Die kontinuierliche und/oder diskontinuierliche Überwachung sowie Nachweisführung der festgelegten Emissionsschwellen gegenüber den Behördenvertretern und Kontrollinstanzen, bilden den dritten Kerneinflussfaktor. Unter der Prämisse verschärfter Umweltanforderungen, wird ein Eingriff in die Bestandstechnik (Säule 4) genau dann

erforderlich (u.U. in Form einer wesentlichen Änderung gemäß § 16 BImSchG), wenn die neuen Grenzwertbestimmungen aus der Säule 1 im Altbestand nicht mehr gehalten werden können. Aus den technologischen Defiziten in der Bestandstechnik heraus, ergibt sich schließlich die Frage nach einer Neuinvestition und die damit verbundenen planerischen Herausforderungen und ökonomischen Risiken, welche hier als systemischer Entwicklungsschritt von Säule 4 zu 5 dargestellt sind.
Die Weiterentwicklung produktionslastiger Industrieanlagen in der Abfallwirtschaft, bietet im Kontext eines emissionstechnischen Fortentwicklungsgedankens nur wenige monetäre Anreize und ist eher gesetzlich bzw. behördengetrieben. Technologische Innovationen im Rahmen dieses Optimierungsprozesses zu etablieren, wird dann reizvoll, wenn diese in Zusammenarbeit mit den Umwelt- und Genehmigungsbehörden (Säule 6) einen neuen besten verfügbaren Stand der Technik (BVT) festlegen.

Massenleistungsfähige Großschredderanlagen sind aus der Betrachtung eines klassisch linearen Wertstrommodells (Input-Prozess-Output) heraus dazu ausgelegt, hochkomplexe Stoffströme bei möglichst hoher Ausbringung zu verarbeiten. Die wesentliche Herausforderung in der Weiterentwicklung von Schredderanlagen besteht neben den formalrechtlichen Vorgaben, besonders im wertstofflichen Verfall des Vormaterials bei steigenden Qualitätsanforderungen der Abnahmen an das Produkt (siebter Kerneinflussfaktor). Damit birgt die Weiterentwicklung von Schredderanlagen zur Eisen-, Konsumgüter und Metallschrottaufbereitung vor allem wirtschaftliche Risiken.
Die Untersuchung der einzelnen Einflussfaktoren im Kontext des beschriebenen Modells, ist dabei ein möglicher Weg das unternehmerische Planungsrisiko kalkulatorisch abzubilden und die Managemententscheidung im Rahmen einer Neuinvestition zu erleichtern. Durch die Einzelgewichtung der verschiedenen Einflussfaktoren wird dem Schredderbetreiber ermöglicht, den für seinen Wirkbereich relevanten Kernaufwand zu bewerten und entsprechend notwendige Ressourcen gezielt einzusetzen (Kraffczyk 2002).

Der Modellansatz birgt darüber hinaus die Möglichkeit der Übertragung auf andere Geschäftsfelder in der Abfallwirtschaft, bedarf im Einzelfall jedoch einer Anpassung oder Erweiterung. Legt man die sieben Säulen beispielsweise auf einen Weiterentwicklungsprozess und eine damit verbundene Investitionsentscheidung im Kühlschrankrecycling (Wärmeüberträgern), fallen neben den genannten formalrechtlichen äußeren Einflussfaktoren, zusätzliche herstellergebundene Auditierungspflichten ins Gewicht (WEEELABEX-Zertifizierung bzw. nach CENELEC-Standard) (EK 2017a, 2017b) die im klassischen Schredderbetrieb keine Bedeutung finden. Die Zuordnung der Auditierung als Einflussgröße im Kreislaufmodell kann dabei als segregierter Faktor oder im Rahmen der Säule 1 erfolgen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Recycling an Schredderanlagen ist ein reaktives Wertschöpfungsmodell und dafür ausgelegt, abnehmergelenkt, sehr komplexe Schrotte aufzubereiten. Dieser Aufbereitungsprozess ist zunehmend durch steigende Entsorgungskosten, Ausbringungsverluste sowie Absatzschwierigkeiten geprägt und stellt ein erhöhtes unternehmerisches Risiko im europäischen Wettbewerbsvergleich dar.
Systemkonzeptionierungen in Form des beschriebenen Kreislaufmodells sind ein hilfreiches strategisches Mittel, Weiterentwicklungen an Großschreddern und damit verbundene Investitionsentscheidungen im Rahmen eines sich stetig wandelnden Umwelt- und Marktgeschehens zu bewerten.

LITERATUR

Birnstengel, B., Eckhardt, M., Häusler, A., Hoffmeister, J., Labinsky, A., Lambert, J. (2018) *Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft: Einblicke und Aussichten*. Online unter URL: https://www.prognos.com/uploads/tx_atwpubdb/Prognos_Statusbericht_2018.pdf, Abruf: 19.11.2019.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BUNS) (2018) *Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft).* Entwurfsfassung, 16.07.2018, Deutschland.

Europäisches Komitee für Elektrotechnische Normung (EK) (2017a) *DIN CLC/TS 50625-2-3 (VDE V 0042-13-23:2018-05) Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) – Teil 2-3: Anforderungen an die Behandlung von Wärmeüberträgern und anderen Elektro- und Elektronik-Altgeräten, die VFC und/oder VHC enthalten.*

Europäisches Komitee für Elektrotechnische Normung (EK) (2017b) *DIN CLC/TS 50625-3-4 (VDE V 0042-13-34:2018-07) Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) – Teil 3-4: Spezifikation der Schadstoffentfrachtung – Wärmeüberträger.*

Kraffczyk, T. (2020) *Systemkonzeptionierung von Großschredderanlagen im Metall- und Schrottrecycling unter dem Einfluss umweltschutzrechtlicher Änderungen*. In: Papierflieger Verlag GmbH (2020). Dissertation, Clausthal-Zellerfeld.

Kraffczyk, T., Goldmann, D. (2018) *Der Einfluss von umweltrechtlichen Änderungen auf die Weiterentwicklung von Schredderanlagen*. World of Metallurgy – ERZMETALL 71 (4), 215–20.

Pinasseau, A., Zerger, B., Roth, J., Canova, M., Roudier, S. (2018) *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control) EUR 29362 EN*. In: Publications Office of the European Union (2018), Luxembourg.

A powerful pair in plastics recycling: ANDRITZ's latest shredder and separation technology

F. Frühauf
ANDRITZ AG, Paper, Fiber and Recycling Division, Graz, Austria

H. Sassen
ANDRITZ Separation GmbH, Separation, Cologne, Germany

ABSTRACT: The rising success of the plastics recycling sector has turned an environmental hazard – plastic waste – into a valuable resource. The constantly growing industry comes with increasing demands in terms of technology and quality, but also offers enormous potential for those who are ready to strike new paths. ANDRITZ has combined the latest shredder technology from its recently launched ADuro product line with an all-in-one solution for separating, washing and dewatering – the CENSOR ACZ decanter centrifuge. This powerful pair is perfect for processing various types of plastic waste, especially from household waste collection.

1 INTRODUCTION

A major goal in any industry is to produce more and waste less. More product with fewer waste streams translates into higher margins. This same goal applies to communities and consumers as well. As a manufacturer of high-quality recycling equipment, ANDRITZ technologies not only reduce the extraction of primary raw materials, but also free up landfills and disposal sites to protect the environment. By separating and treating many different waste flows, raw materials are made usable again, either as a source of additional revenue or by reusing the materials within the production cycle. At present, ANDRITZ is focusing on processing of the following waste streams/applications: E-scrap, metal and special waste, organic waste, end-of-life vehicles, wood, rejects from the pulp and paper industry, plastics, as well as applications for generating energy from various waste products.

In order to meet the growing needs of the plastics recycling sector, ANDRITZ has developed a very compact recycling system in order to save transportation and disposal costs and eliminate the damage to the environment caused by burning of plastic waste. Instead, the system recovers plastics as a highly valuable secondary raw material featuring high purity. The final product – the recovered plastic – can be used for gray or colored plastic to make garden furniture and many other different items. At present, the market price for one ton of recycled plastic granulate is several hundred euros.

2 GROWING DEMANDS IN PLASTIC RECYCLING

The constantly growing plastic recycling industry comes with increasing demands in terms of technology and quality. The key requirement is the highest possible degree of fraction purity of the plastic regranulate. In addition, specifications for Melt Flow Index (MFI), density, elasticity, and so on must be provided for every single fraction to verify quality to potential customers. Only pellets or regranulates that meet these stringent demands will have a future on the market. Furthermore, high sorting efficiency,

low valuable product losses, highest throughputs, and optimized energy footprint are among the essential requirements in this industry.

3 A COMBINATION OF ANDRITZ SHREDDER AND SEPARATION TECHNOLOGY

ANDRITZ has combined the latest shredder technology from its recently launched ADuro product line with an all-in-one solution for separating, washing and dewatering – the CENSOR ACZ decanter centrifuge (Figure 01). This powerful pair is perfect for processing various types of plastic waste, especially from household waste collection.

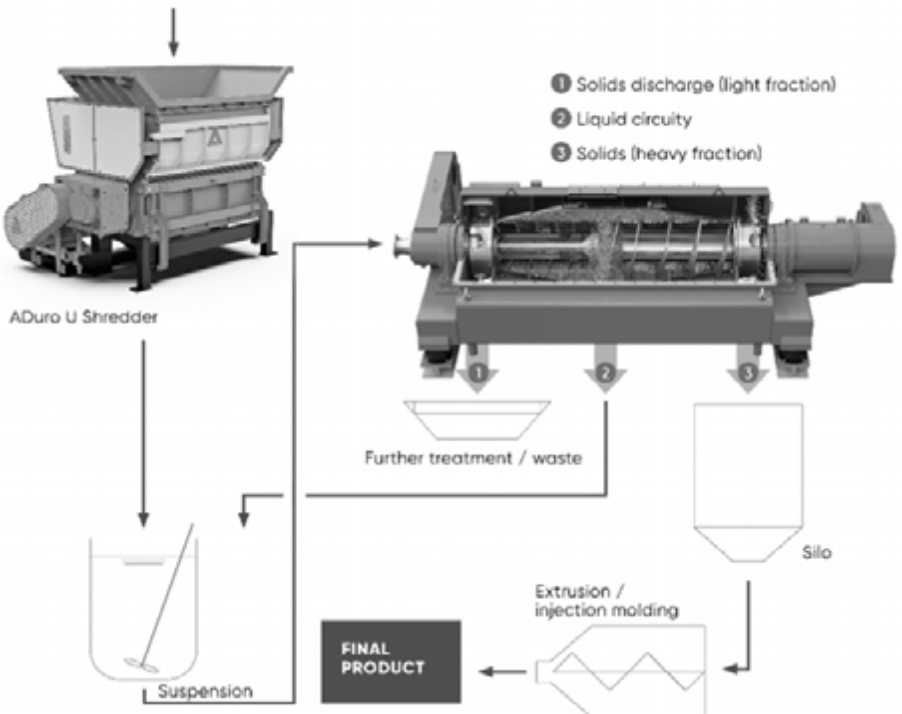


Fig. 1: Compact plastics recycling system by ANDRITZ.

First step: High-tech shredding. The raw material collected is fed into an ADuro U-type shredder (Figure 02), an innovative single-shaft shredder that enables one-step processing of hard and soft plastics. The U-type shredder is capable of processing bulky materials down to very small particle sizes in a single step. An output size of less than 10 mm is possible thanks to an adaptable and adjustable screening system, which is ideal for a variety of applications. The cutting component of the ADuro U consists of an array of knives positioned both lower and higher and which overlap continually when cutting. This arrangement breaks down the incoming material uniformly and ensures a clean cut. Precise control of the pressure and speed of the input materials when they are pushed against the cutting knives by a pendulum pusher ensures optimum throughput and energy consumption. The unique design of the pendulum pusher eliminates the need for complex sealing and avoids the ejection of materials commonly experienced with ordinary horizontal pushers. This contributes to a clean and safe work environment. A hydraulic service hatch between the pusher and

rotor gives full accessibility to the wear parts and facilitates maintenance work. Certain features, such as presettings for various materials, a protection clutch to avoid damage to motors during an overload situation, automatic safety lockout, and well-positioned service doors also contribute towards easy operation and maintenance. The shredder's compact footprint and profile enable it to be easily installed and integrated into an existing plant or facility. Like all ADuro shredders, the U-type shredder can be equipped with the latest IIoT features to monitor machine behavior and improve plant reliability.



Fig. 2: ANDRITZ ADuro U Shredder.

Second step: Highly efficient separation. The CENSOR ACZ (Figure 03), the core unit of the process, is a sorting centrifuge that separates, washes, and dewaters the raw material simultaneously. The centrifuge is partly filled with a separation liquid, forming a liquid ring due to high-speed rotation. The plastics are fed into the centrifuge axially with make-up liquid (in household waste processing applications water is used) and impinge on the surface of the revolving liquid ring. Here, intense turbulence results in deagglomeration of the individual plastic particles and largely frees them from any adhering dirt. Any air bubbles on the surface of the particles are stripped off by the centrifugal force, which is especially important in view of the predominantly hydrophobic material. All particles with a higher density than the liquid are forced outwards radially to the centrifuge bowl, while the lighter components float upwards inwardly. This occurs very quickly and with high selectivity in a centrifugal field creating forces over 1,000 times higher than in conventional processes. A screw conveyor rotates inside the centrifuge at a speed slightly different to that of the centrifuge bowl. Counter-rotating screw flights are fitted to a screw body and transport the separated fractions to each of the conical ends of the centrifuge. There they are lifted up above the liquid ring and thereby discharged after dewatering. After processing, the make-up liquid is discharged through nozzles in the center of the centrifuge and circulated back into the mixing tank to be mixed with plastic and fed into the centrifuge again.

Finally, the light and heavy solids (fractions) are discharged separately. Whereas the heavy fraction can be further processed or sent to disposal, the light fraction is a highly valuable secondary raw material perfectly suitable for extrusion and injection molding. Depending on the type of plastics to be separated, the CENSOR ACZ achieves purity of more than 99.8 % with very low losses of valuable product.

Besides plastics recycling, the CENSOR ACZ can also be used for the processing of carpeting (mostly composed of polyamide fibers, polypropylene binders, latex and calcium carbonate) and airbags.



Fig. 3: The ANDRITZ decanter centrifuge CENSOR ACZ with a diameter of 900 mm and a feed rate of up to 6,000 kg/h for highly efficient plastics recycling.

4 SUMMARY

In order to meet the growing importance of the plastics recycling sector, ANDRITZ has developed a very compact recycling system that combines the ADuro U Shredder with the CENSOR ACZ decanter centrifuge. The ADuro U Shredder is a slow-rotating, single-shaft shredder with an electric motor drive and a hydraulic pendulum pusher that processes soft and hard plastics to a very small particle size of less than 10 mm. The CENSOR ACZ decanter centrifuge is an all-in-one solution that handles separation, washing and dewatering of shredded plastics in one machine. The compact ANDRITZ system is perfect for processing various types of plastic waste, significantly reducing transport/disposal costs and eliminating the environmental damage caused by burning of plastic waste. Instead, the system produces recycled plastics granulate – a highly valuable secondary raw material – of high purity that achieves a market price of several hundred euros per ton.

Überführung eines nass-mechanischen Aufbereitungsverfahrens für Altkunststoffe in den Pilotmaßstab

D. Schwabl & M. Bauer
Circulyzer GmbH, Leoben, Österreich

M. Peyha & M. Lehner
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im gegenständlichen Beitrag wird ein Bogen über mehr als zehn Jahre Forschung der Lehrstühle für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes (VTIU), Aufbereitung und Veredlung (AuV) sowie Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) und industriellen Partnern im Bereich des chemischen Recyclings von Altkunststoffen gespannt. Dabei wird eingangs auf die entwickelte Prozesskette und die errichtete Technikumsanlage zur nass-mechanischen Aufbereitung von Altkunststoffen eingegangen. Danach wird eine vertiefende Studie der Strömungscharakteristik des Zentrifugalkraftscheiders als zentrales Trennaggregat präsentiert, welche ein Scale-Up in den Pilotmaßstab ermöglicht hat. Zuletzt wird das Konzept der Pilotanlage samt Stoffströmen und wirtschaftlicher Kennwerte beschrieben, welche in den kommenden Jahren errichtet werden soll.

1 EINLEITUNG

Kunststoffe zählen zu den meistgebrauchten Werkstoffen der modernen Gesellschaft, was eine weltweit steigende Produktion von 359 Millionen Tonnen (PlasticsEurope 2018) unterstreicht. Diese Kunststoffe werden oft nach bereits kurzer Verwendungsdauer – Verpackungsmaterial oder Wegwerfprodukte – als Reststoffe der Abfallwirtschaft übergeben, in Europa (28 EU-Staaten sowie der Schweiz und Norwegen) waren dies 29,1 Millionen Tonnen (PlasticsEurope 2018). Da kurzlebige Produkte mehrheitlich aus Polyethylen, Polypropylen und Polystyrol – den sogenannten Polyolefinen – hergestellt werden, bilden sie mit 55 % (PlasticsEurope 2018) den Großteil dieser Reststoffe. Oft ist es wegen der starken Verunreinigung bzw. der Heterogenität dieser Abfälle nicht möglich, diese stofflich zu recyceln. In der EU schwanken die Recyclingquoten der einzelnen Länder zwischen lediglich 20 % und 45 %. (PlasticsEurope 2018) So ist auch heute noch die thermische Verwertung die Hauptsenke der Kunststoffabfälle. Seitens der EU wird jedoch eine Steigerung dieser Quote auf 55 % bis 2025 angestrebt, was die Abfallwirtschaft vor neue Herausforderungen stellt.

2 DER AUFBEREITUNGSPROZESS

Daraus resultierten in den vergangenen 10 Jahren zahlreiche Forschungsprojekte der Lehrstühle VTIU, AuV und AVAW sowie industriellen Partnern. Aus diesen ist ein Aufbereitungsprozess und Anlagenkonzept entstanden, das nun durch das Spin-Off „Circulyzer GmbH“ in den industriellen Pilotmaßstab überführt werden soll.

2.1 Grundidee und Prozesskette

Um zusätzliche Altkunststoffströme aus der thermischen Verwertung dem stofflichen Recycling zuzuführen, wurde eine Prozesskette (vergleiche Abb. 1) entwickelt, um heterogene Kunststoffabfälle für das chemische Recycling verfügbar zu machen. Nach der bereits etablierten trockenen Vorbehandlung sollte ein zusätzlicher Aufbereitungsschritt entwickelt werden. Hierbei sollte ein 90 %-iges Polyolefinkonzentrat – sogenannte PO-Flakes – hergestellt werden, welches mittels einer thermochemischen Konversion (Lederer 2013) zu Einsatzstoffen für die petrochemische Industrie und somit für die Produktion neuer Kunststoffe verwendet werden kann.



Abb. 1: Prozesskette des chemischen Kunststoffrecyclings (Lehner 2014).

2.2 Aufbereitungsprozess und Technikumsanlage

Um diesen Aufbereitungsprozess zu entwickeln, wurden viele Möglichkeiten der Aufbereitung von Altkunststoffen in Versuchsreihen für verschiedene Aufgabegüter getestet und verglichen. (Bauer 2014) Hierbei stelle sich heraus, dass sich bei verunreinigten Aufgabegütern die nass-mechanische Dichtesortierung im Zentrifugalfeld besonders eignet. Nach einem Vergleich verschiedener Dichtetrennaggregate wurde der Zentrifugalkraftscheider (ZKS) als Herzstück des Aufbereitungsprozesses gewählt.

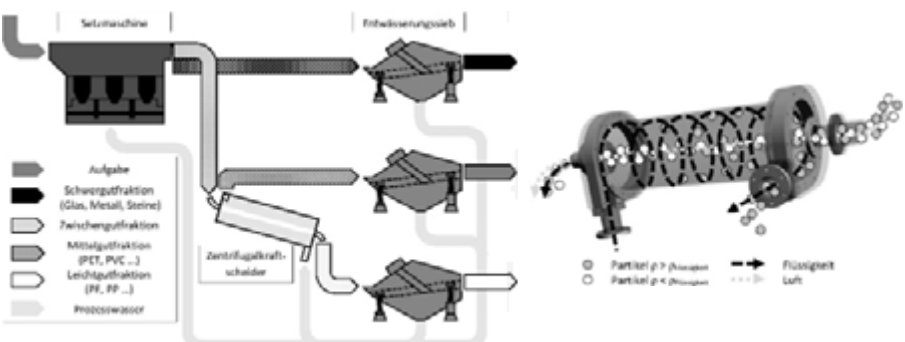


Abb. 2: Vereinfachte Darstellung des Trennprozesses (links) und des Funktionsprinzips des ZKS (rechts).

Der Aufbereitungsprozess – wie er in Abb. 2 links zu sehen ist – ist grundsätzlich zweistufig ausgeführt und besteht aus einer Setzmaschinen- und einer ZKS-Stufe. Die Kunststoffe der verunreinigten Aufgabegüter werden erst in der Setzmaschine von schweren Verunreinigungen separiert und anschließend in einer oder mehreren ZKS-Stufen (Abb. 2 rechts) nach ihrer Dichte getrennt. Dabei können die Polyolefine ($\rho < 1$ g/cm³) von anderen Massenkunststoffen ($\rho > 1$ g/cm³) mittels Wasser als Flüssigkeit getrennt werden. Die durch den bestehenden Wasservortex wirkenden Zentrifugalkräfte beschleunigen dabei die Trennung und erhöhen den Durchsatz.

So können eine deponiefähige Schwergutfraktion aus Metall, Glas, Gestein und Keramik (SGF), eine Mittelgutfraktion aus leichten Verunreinigungen sowie schweren Kunststoffen für die thermische Verwertung (MGF) und eine polyolefinreiche Leichtgutfraktion für das chemische Recycling (LGF) abgetrennt werden.

Tab. 1: Ergebnisse der Trennversuche an der Technikumsanlage für industrielle Aufgabegüter mit unterschiedlichen Polyolefingehalten.

Reststoff	Aufgabe		Masseausbringen Produkte			Leichtgutfraktion	
	k_{80} [mm]	$\bar{g}_{PO,A}$ [%]	$r_{m,SGF}$ [%]	$r_{m,MGF}$ [%]	$r_{m,LGF}$ [%]	$g_{PO,MGF}$ [%]	$r_{j,PO\ LGF}$ [%]
A	7,8	55,8	26,3	19,3	54,4	97,0	98,8
B	9,8	34,4	49,5	18,0	32,5	93,4	96,3
C	10,9	11,8	46,7	32,6	20,7	89,6	88,1

Tab. 1 sind Versuchsergebnisse an der Technikumsanlage zu entnehmen. Dabei war es möglich, aus industriellen Aufgabegütern mit verschieden hohen Polyolefingehalten (g_{PO}), über zwei ZKS-Stufen hochwertige Polyolefinkonzentrate abzuscheiden.

3 STRÖMUNGSCHARAKTERISTIK IM ZKS

Für das Scale-Up hin zu einer Pilotanlage war vor allem auch ein erweitertes Verständnis des ZKS und der herrschenden Strömungsverhältnisse von großer Bedeutung. Hierfür wurde neben Kennzahlenstudien (Bauer 2017) und Simulationsläufen in erster Linie die optische Strömungsdiagnostik verwendet.

3.1 Strömungsdiagnostik mittels Hochgeschwindigkeitsvideotechnik

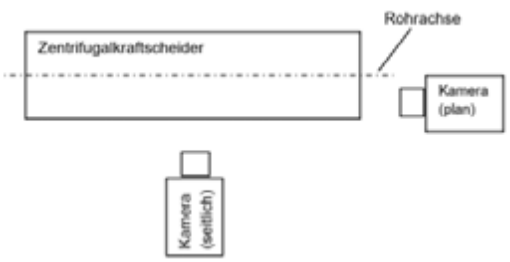


Abb. 3: Skizzierte Darstellung der Kameraperspektiven: „seitlich“ und „plan“.

Das Ziel dieser Messkampagne war die Abschätzung der Partikelgeschwindigkeiten in der Flüssigphase sowie die Abbildung der Wasserströmung an der Phasengrenze Wasser/Luft. Dazu wurden Experimente am ZKS mit Kunststoffpartikeln und einem Tracer-Farbstoff durchgeführt. Die Strömungsdiagnostik erfolgte unter dem Einsatz von Hochgeschwindigkeitsvideotechnik und digitaler Bildverarbeitung.
Dabei lag das Hauptaugenmerk auf:

- Abschätzung der Partikel-Tangentialgeschwindigkeit
- Abbildung der Partikelbewegung parallel zur Rohrachse
- Richtung der Fluidströmung (Wasser) an der Phasengrenze Wasser/Luft

Die Bildaufnahmen wurden mit einer Hochgeschwindigkeitskamera (Imager HS 4M) bei zwei unterschiedlichen Perspektiven durchgeführt. In Abb. 3 sind die Kameraperspektiven „plan“ und „seitlich“ dargestellt.

Abschätzung der Partikel-Tangentialgeschwindigkeit

Die Hochgeschwindigkeitskamera wird auf der Seite der Materialzufuhrstelle positioniert und auf das plane transparente Deckelelement ausgerichtet (plane Kameraperspektive). Somit werden Bildverzerrungen, welche durch gekrümmte Oberflächen auftreten, (weitgehend) vermieden. Die Lichtquelle wird senkrecht zur Kamera ausgerichtet. Mittels Montage zweier lichtundurchlässiger Elemente an der Rohraußenwand wird ein Spalt mit der Breite von ca. 5 mm gebildet. Durch diesen Spalt dringt das Licht in die Flüssigkeit ein (Lichtschnitt) und beleuchtet jene Partikel, welche diesen Lichtspalt passieren. Das auf ein Partikel auftreffende Licht wird reflektiert und am Kamerabild hellgrau oder weiß dargestellt. Partikel außerhalb des Lichtschnittes werden nicht beleuchtet und folglich am Kamerabild dunkel dargestellt (siehe Abb. 4). Die Einzelpartikelgeschwindigkeiten werden an den kalibrierten Bildaufnahmen mit der Software DaVis (Fa. LaVision) berechnet. Dabei werden einzelne Partikel detektiert und ihre Position in je zwei aufeinanderfolgenden Bildern einer Bildserie ermittelt. Über den Weg- sowie Zeitversatz wird die instantane Geschwindigkeit jedes detektierten Partikels berechnet.



Abb. 4: Ermittlung der Partikelgeschwindigkeit mittels Bildverarbeitungssoftware. Rohbildaufnahme (links), Partikeldetektion (Mitte), Geschwindigkeitsberechnung (rechts).

Die ermittelte Partikel-Tangentialgeschwindigkeit von PET-Granulat liegt im Bereich zwischen 1,5 m/s und 2,5 m/s. Die Messdaten weisen auf einen Zusammenhang zwischen Partikelgeschwindigkeit und der radialen Position im ZKS hin.

Abbildung der Partikelbewegung parallel zur Rohrachse

Die Kamera wird mit Blickrichtung normal zur Längsachse des ZKS positioniert (seitliche Perspektive). Somit wird ein großer Teilausschnitt des ZKS auf den Kamerasensor projiziert. Die Materialaufgabe erfolgt diskontinuierlich während des Betriebes über die Aufgabeöffnung (1). Als Partikel wurden sowohl Flakes als auch Granulat verwendet. Mittels Hochgeschwindigkeits-Bildaufnahmen wird der Vorgang der Dichtetrennung abgebildet. Die MGF wird an die Rohrinnenwand (nach außen) gedrückt und mit der Wasserströmung zum Sinkgutaustrag (2) befördert. Die LGF wird an der Phasengrenzfläche Wasser/Luft zum Schwimmgutaustrag (3) transportiert. Eine Momentaufnahme dieses Vorganges ist für Flakes der Kunststofffraktionen PE und PET in Abb. 5 links dargestellt.

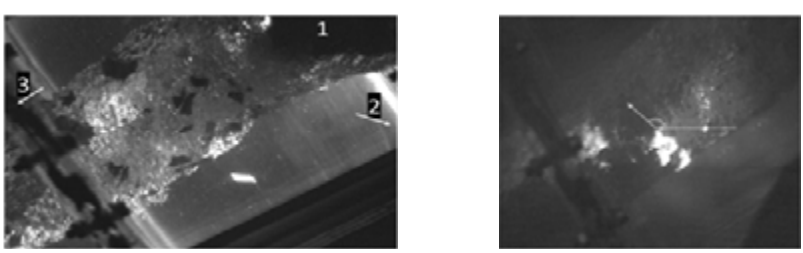


Abb. 5: Aufnahmen im ZKS bei seitlicher Perspektive. Abbildung von Flakes aus PE (schwarz) und PET (weiß), (links); Geschwindigkeitsvektor einer markanten Tracerstruktur (rechts).

Fluidströmung an der Phasengrenze Wasser/Luft
Bei ebenfalls seitlicher Kameraperspektive wird als Lichtquelle ein Bühnenscheinwerfer mit UV LEDs verwendet und senkrecht zu Kamera und Rohrachse ausgerichtet. Ein wasserlöslicher Leuchtstoff (Tracer) wird durch die zentrale Materialaufgabe-Öffnung mittels einer Hilfsvorrichtung eingespritzt. Der Tracer absorbiert einen Teil der UV-Strahlung und emittiert Licht im sichtbaren Spektralbereich. Eine hohe Tracerkonzentration im Wasser führt demzufolge lokal zu einer hohen Lichtintensität. Markante Tracerstrukturen werden über eine Bildserie hinweg detektiert und ihre Bahnlinien ermittelt. Somit wird der Richtungsvektor des Tracers bestimmt (Abb. 5 rechts) Der über eine Bildsequenz gemittelte Richtungsvektor zeigt, dass der Tracer im Bereich der Phasengrenzfläche Wasser/Luft in Richtung Schwimmgutaustrag strömt. Der Winkel zwischen Geschwindigkeitsvektor und ZKS-Achse wurde mit ca. 105° ermittelt.

4 UMSETZUNG ALS PILOTANLAGE

Ausgehend von den aus den Versuchen gewonnenen Daten sowie der erweiterten Kenntnisse des ZKS konnte mit der Planung einer industriellen Pilotanlage (vergleiche Abb. 6) begonnen werden. Dabei wird als Aufgabegut eine Mischung verschiedener Altkunststofffraktionen mit rund 25 % Polyolefingehalt angenommen, wobei sich dies aus zuvor getroffenen Untersuchungen der relevanten Abfallströme in Österreich ableitet (Kranzinger 2017).

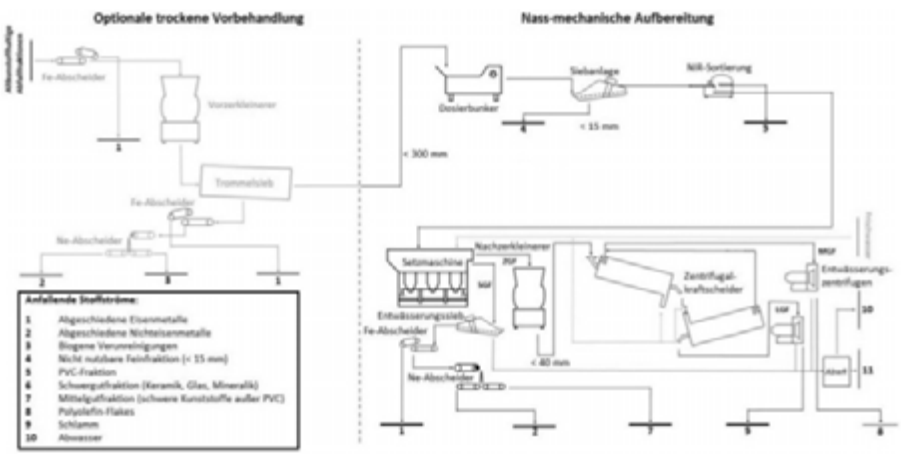


Abb. 6: Aufbereitungsanlage für PO-Flakes.

Der erste Teil des Konzeptes der Pilotanlage – die trockene Vorbehandlung - ist optional, da sie in bestehenden Abfallbehandlungsanlagen oft bereits vorhanden ist. Hier wird Aufgabegut metallentfrachtet, auf 300 mm vorzerkleinert, von Feinanteilen kleiner 50 mm befreit und der nass-mechanischen Aufbereitung zugeführt.
Erst wird aus dem Aufgabegut der Feinanteil (< 15 mm) zur Schlammvermeidung entfernt und mittels NIR-Sortierung auch PVC – welches die Qualität der Mittelgutfraktion senken würde – abgeschieden. Das so vorbereitete Aufgabegut wird der Setzmaschine und den ZKS zugeführt, wobei zwischen diesen eine nasse Nachzerkleinerung auf kleiner 40 mm vorgesehen ist. Die Schwergutfraktion wird mittels Sieb entwässert und erneut metallentfrachtet, die Mittel- und Leichtgutfraktion werden mit Entwässerungszentrifugen auf etwa 35 % bzw. 15 % Restfeuchtigkeit entwässert. Die Prozesswässer werden je nach Art der Verunreinigung einer Abwas-

serbehandlung zugeführt. Der hier anfallende Schlamm wird mittels Kammerfilterpressen entwässert, das anfallende Wasser dem Prozess zurückgeführt und zu etwa 10 % durch Frischwasser ersetzt. Die Verteilung der erzielten festen Stoffströme würde laut Versuchen und Literaturwerten dabei Tab. 2 entsprechen.

Tab. 2: Erwartete Stoffströme der Aufbereitungsanlage und deren Verwertung.

Stoffstrom	Anteil	Verwertung	Stoffstrom	Anteil	Verwertung
Mittelgutfraktion	56 %	Therm. Verwertung	Schlamm	4 %	Entsorgung
Leichtgutfraktion	27 %	Chem. Recycling	Eisenmetalle	3 %	Recycling
Schwergutfraktion	10 %	Deponierung	Nichteisenmetalle	2 %	Recycling
Feinanteil	5 %	Therm. Verwertung	PVC-Konzentrat	2 %	Entsorgung

Für eine Aufbereitungsanlage, die nach diesem Konzept errichtet wird, lässt sich der anfängliche Investitionsbedarf bei einem geplanten Durchsatz von 82.500 Jahrestonnen (trocken) zu etwa 10 Millionen Euro abschätzen. Dieser Abschätzung wird ein Green-Field-Szenario mit trockenem und nass-mechanischem Teil jedoch ohne spezielle Abwasseraufbereitung zugrunde gelegt. Für eine erweiterte Abwasseraufbereitung wären zusätzlich etwa 2 Millionen Euro einzuplanen.
Bei in der Abfallwirtschaft üblichen Betriebszeiten von 3.500 Betriebsstunden pro Jahr (2 Schichtbetrieb bei 250 Betriebstagen pro Jahr) ergeben sich Aufbereitungskosten von etwa 150 € pro Tonne erstelltem PO-Flake bzw. 37,5 € pro behandelter Tonne Kunststoffabfälle. Mit diesem Wert liegt die gegenständliche Aufbereitungsanlage in einem ähnlichen Kostenfeld wie vergleichbare Anlagen der Altkunststoffbehandlung.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Durch intensive Forschungsbemühungen ist aus einer Idee ein industrietaugliches Anlagenkonzept für die Altkunststoffaufbereitung zur Nutzung im chemischen Recycling entwickelt worden. Mit Investitionskosten von etwa 10 Millionen Euro für eine Anlage zur Aufbereitung von 82.500 Jahrestonnen an Altkunststoffen für ein chemisches Recycling und damit verbundene Aufbereitungskosten von etwa 37,5 € je Tonne ist eine konkurrenzfähige industrielle Umsetzung möglich. Das hierzu gegründete Spin-Off „Circulyzer GmbH“ wird eine Umsetzung als industrielle Pilotanlage in den kommenden Jahren verfolgen.

LITERATUR

Bauer, M. (2014) *Mechanical processing of post-consumer plastics for chemical recycling.* Leoben, Austria, Dissertation am Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes.

Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., Kranzinger, L., Pomberger, R., Hofer, W. (2017) *Bestandsaufnahme und mögliche Perspektiven der nassmechanischen Aufbereitung von Altkunststoffen für das rohstoffliche Recycling.* Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft (ÖWAW); Zeitschrift für alle wissenschaftlichen, technischen, rechtlichen und wirtschaftlichen Fragen des gesamten Wasser- und Abfallwesens. 69, 11-12, DOI: 10.1007/s00506-017-0420-1. S.446-459.

Kranzinger, L.; Pomberger, R.; Schwabl, D.; Bauer, M.; Hofer, W. (2017): *Charakterisierung und Potential polyolefinreicher Abfallströme für die rohstoffliche Verwertung.* In Recycling und Rohstoffe. Bd. 10, S. 219 - 228.

Lederer, C. (2013) *Solvent-baseddepolymerizationofpolyolefins.* Leoben, Austria, Dissertation am Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes.

Lehner, M., Bauer, M., Hofer, W. (2014) *Stoffliches Recycling Polyolefin-reicher Kunststofffraktionen.* In: Tagungsband zur 12. DepoTech-Konferenz, Leoben, Österreich, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, 2014, pp. 593-598.

PlasticsEurope AISBL (2018) *Plastics – the Facts 2019.* PlasticsEurope AISBL, Brüssel, 2019.

Influence of pre-screening before ballistic separation on NIR-sorting quality of plastic rich 3D-fractions out of MCW

S. Möllnitz, B. Küppers, A. Curtis & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

K. Khodier
Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair for Process Technology and Industrial Environment Protection, Leoben, Austria

ABSTRACT: The exploitation of plastics gains more importance over time. In this context, material recycling is especially focused on packaging plastics. A further waste stream that contains a significant amount of plastics is mixed commercial solid waste. To assess the potential of plastics for recycling and energy recovery from these waste stream large-scale experiments were conducted. The potential of mechanical pre-processing with the aim of generating a 3D-plastics pre-concentrate was assessed. The focus of these investigations was put on the relevance of the screening stage and its influence on down-stream material processing via ballistic separation and sensor-based sorting. Results demonstrate not only that the screening of the waste leads to enrichment of plastics in coarse particle size ranges (especially > 80 mm) and transfer of contaminants, organics and minerals to fine fractions (especially < 10 mm), but also that sensor-based sorting performance can be significantly enhanced due to cleaning effects on plastics, induced by the material circulation and friction in a drum screen.

1 INTRODUCTION

Plastic recycling is still new compared to other recycling processes such as of metals, glass or paper. Accordingly, plastic recycling has focussed on comparatively homogeneous and clean fractions such as light weight packaging waste in Austria. Currently, most plastics present in mixed commercial waste (MCW) end up in energy recovery and are irrevocably lost for recycling (Bauer 2013).
Future recycling rates need to be achieved in Austria can only be met by upgrading relevant plastics from *"Other recovery, e.g. energy recovery"* to *"recycling*". There are various recovery and recycling options for plastic waste with different quality requirements for the input material: Mechanical recycling (Al-Salem et al. 2009, Letcher 2020) and chemical/feedstock recycling (Bauer et al. 2013, Lehner et al. 2016).
Mechanical recycling almost always involves wet mechanical processing for material preparation and sometimes also for chemical recycling. Fine material (< 10 mm), which mainly contains organic, inorganic impurities and heavy metals, is washed off. This leads to very costly waste water treatment. Residual impurities can also be carried over into the process and cause damage in the process itself (e.g. corrosion) or in the material (e.g. reduction in material properties). It is also known that, in material recycling, free fines (e.g. dust formation) and adhering impurities lead to lower material recognition efficiency when sensor-based sorting is applied. (Küppers et al. 2019)
Therefore, the use of various screening technologies in waste pre-processing is of essential importance for quality assurance to produce plastic pre-concentrates. The cleaner these are, the higher is the performance of downstream process steps. In this contribution, the relevance of mechanical pre-processing is practically examined.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Material

The material used for the investigations was MCW from Austria (Upper Styria and Graz) and was collected immediately before the experiments. The total input masses (m_{total}) used for the individual experiments and the resulting throughput rates ($\dot{m}_{total}$) are shown in Tab. 1. The waste was treated in four experimental runs of about 40-60 minutes each during October and November 2019.

Tab. 1: Overview of the input masses and throughput rates for the investigated setups (Note: B = ballistic separator; S = pre-screening; V1 = test run number 1; V2 = test run number 2).

Setup description	Pre-screening	Test run number	m_{total} [t]	$\dot{m}_{total}$ [t/h]
B_MCW_V1	No	1	9.5	10.7
B_MCW_V2	No	2	10.9	14.1
S+B_MCW_V1	Yes	1	10.8	12.4
S+B_MCW_V2	Yes	2	8.8	12.0

2.2 Methods

Fig. 1 shows the material flow from the dry mechanical processing line with drum screen (S+B_) and without drum screen (B_) as well as the sampling of the output fractions, the analytical screening and the sorting analysis. This contribution only refers to 3D-fraction.

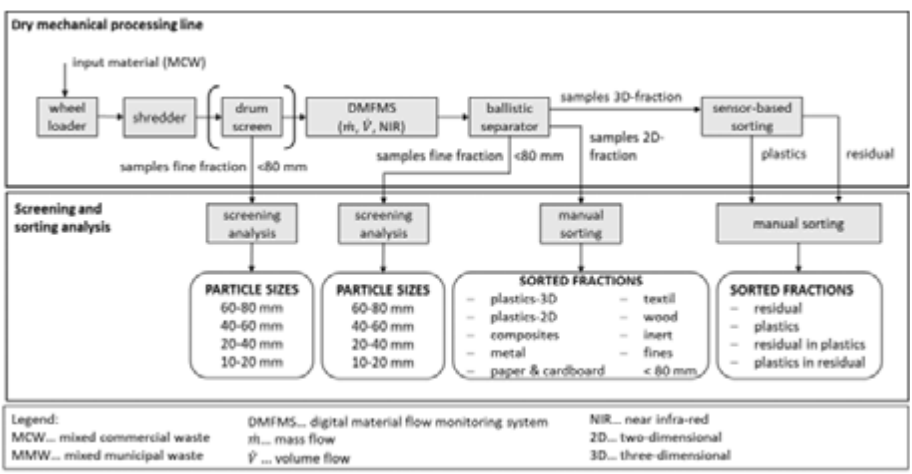


Fig. 1: Flowchart for the methodology of mechanical treatment and field investigations of MCW.

For the tests, a dry-mechanical process line with mobile large-scale machines (see Fig. 1) was set up in the open area of a test site, consisting of the following machines and components: *Wheel loader*, *shredder* (radial cutting gap: 4 cm - to achieve a maximum grain size of the output material of 300 mm, shaft speed 60 % of max. 32 rpm, speed of the discharge belt: 2.5 m/s), *drum screen* (screen drum diameter: 2,000 mm, length of the drum: 5,500 mm, active screen surface: 9 m², drum speed: 10 rpm, mesh size: 80 mm - was chosen to ensure a grain size ratio of 1/3–1/4 (Bunge R. 2012), an optimal filling level of 15 % was targeted), *Digital Material Flow Monitoring System* (DMFMS) and a *ballistic separator* (active screen area: 8.8 m², adjusted angle of the sieve paddles was for all test runs 12.5 ° - This flat angle was chosen to put the focus

on a high purity 3D-fraction. Samples of all output fractions were taken from the falling stream based on the standard ÖNORM S 2123-3 during each test run.
Decoupled from the process line, a *sensor-based sorting (SBS)* machine was set up for further processing of the samples of the 3D-fraction. The 3D-samples were continuously fed onto the acceleration belt (speed: 3 m/s) of the SBS, simulating an ideal material feed. It was sorted at low throughput rates to prevent particles from overlapping. The used SBS machine was a Near Infrared (NIR) sorter with 1,400 mm working width and a nozzle distance of 12.5 mm. The sorting recipe (sorting algorithm) was set to distinct and separate plastics (PE-LD, PE-HD, PP, PET, PU, PS and PVC) from non-plastic materials and carbon blackened plastics via positive sorting. After separation with the SBS into a target (3D-plastics - eject) and a residual fraction (reject), both output streams were sorted manually. Also, 2D-objects and fines that were incorrectly discharged into the 3D-fraction were sorted out manually.
All samples of the 2D-fraction were analysed by manual sorting. The samples were sorted into nine fractions (see Fig. 1).
All samples of both fine fractions (FF_S and FF_B) were subjected to an additional screening analysis. The screening analysis was performed with an equilateral octagonal prism-shaped batch drum screen (side length: 454 mm, depth: 1,000 mm, rotation speed: 5 rpm, screening time for each screen cut: 120 seconds). The screen plates have circular holes corresponding to the grain size classes shown in Fig. 1. An optimal filling level of 15 % was targeted as proposed by Feil et al. (2019).

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Mass balance of both setups and investigated wastes

Three types of outputs were produced during the experiments: 2D-, 3D- and fine fractions (FF_B and FF_S). The mass balance for each test run is shown in Tab. 2. The deviation for each test run is composed of weighing inaccuracies, mass losses on transfer and discharge belts (especially fine material) as well as water absorption or losses depending on weather conditions.

Tab. 2: Mass balance of both plant setups for the investigated waste.

	B_MCW		S+B_MCW	
	V1	V2	V1	V2
2D-fraction	51 %	52 %	28 %	30 %
3D-fraction	5 %	4 %	7 %	9 %
FF_B	44 %	51 %	3 %	2 %
FF_S	-	-	56 %	63 %
Deviation	1 %	-8 %	7 %	-4 %

In the B_MCW tests, the 2D-fractions were the largest with 51 % (V1) and 52 % (V2). Screening reduced this fraction by 23 % (V1) and 22 %(V2) respectively. This suggests that without pre-screening, significantly more fines remain in the 2D-fraction. The ballistic separator was also configured to produce a very pure 3D-fraction. The share of 3D-fraction amounted to 5 % (V1) and 4 % (V2) of the total input respectively. By pre-screening, 2 % (V1) and 5 % (V2) more 3D-material was discharged. By pre-screening, 12 % more fines were discharged in both test runs. The fine material is removed as far as possible by the pre-screening process. This significantly improves the overall screening and separation performance of the ballistic separator. This leads to an increase in the output of the 3D-fraction. One possible explanation would be a higher screening efficiency of the drum screen compared to the ballistic separator.

3.2 Screening efficiency for drum screen and ballistic separator

The screening efficiency of the drum screen (η_S), the ballistic separator (η_B) and the overall screening efficiency (η_{total}) of the respective setup were calculated according to Equation (1) (Bunge, 2012).

$$\eta_n = \frac{FF_n}{FF_S+FF_B+FF_{2D}+FF_{3D}} * 100\ \% = \frac{FF_n}{FF_{total}} * 100\ \% \quad (1)$$

The masses of the generated fine fractions and the screening efficiencies (see Equation 1) for the drum screen η_S and the ballistic separator η_B are shown in Tab. 3.

Tab. 3: Fines output and contents for the calculation of the screening efficiencies for the drum screen and the ballistic separator for all test runs.

Material	FF_S [%]	FF_B [%]	FF_{2D} [%]	Σ FF [%]	η_S	η_B	η_{total}
B_MCW_V1	-	44	4	48.2	-	0.92	0.92
B_MCW_V2	-	51	6	57.2	-	0.90	0.90
S+B_MCW_V1	60	3	1	63.9	0.94	0.82	0.99
S+B_MCW_V2	68	3	1	71.0	0.95	0.78	0.99

It is found that η_S is higher in both trials than η_B without pre-screening. The active screening area is similar for both aggregates. The fines in the 2D-fraction (FF_{2D}) determined by manual sorting are reduced to 1 % by pre-screening in both test runs. It is also found that η_B is significantly reduced by pre-screening. The reason for this is that more near mesh size particles are transported to the ballistic separator by pre-screening. The plant efficiency η_{total} increases significantly to 0.99 with pre-screening by doubling the active screening area.
Based on these results, it is expected that through selective comminution in combination with pre-screening, more inert, organic and contaminants will be discharged into the FF_S and more near mesh size particles (e.g. plastics) into the FF_B.

3.2.1 Screening analysis of the generated fine fractions

The particle size distributions of the generated fine fractions (FF_S and FF_B) are shown in Fig. 2. The clear shift of the screening curves from V1 and V2 confirms that the fines from MCW are also very heterogeneous as the waste itself.

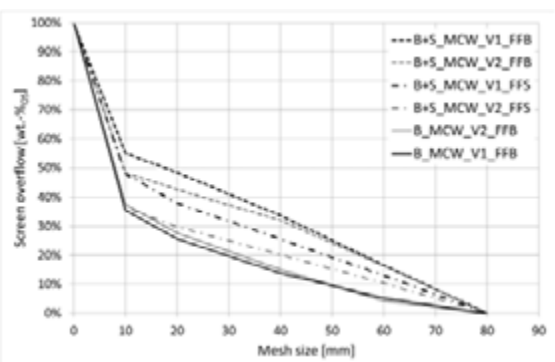


Fig. 2: Cumulative particle size distribution over investigated mesh sizes for all generated fine fractions.

The fines content (< 10 mm) is approx. 64 % without pre-screening and is reduced by about 15 % by pre-screening. In FF_B, pre-screening results in significantly more near mesh size particles and less < 10 mm. This leads to the assumption that pre-screening

can reduce the contamination load in FF_B and at the same time increase the heating value. FF_B could thus be suitable for the recovery of valuable materials (e.g. plastics). Its use as a substitute fuel would also be conceivable.
FF_S generally has a higher fine content than FF_B. Conversely, this leads to the assumption that the load of contaminants in FF_S is higher and will have a comparatively lower heating value than in FF_B. Whether the use of FF_S as a substitute fuel would be possible should be examined.

3.3 Sensor-based sorting of the 3D-fractions from ballistic separator in a 3D-plastic and residue fraction

The sorting results of the output fractions, generated by the SBS (eject and reject) from the 3D-samples, were evaluated with regard to purity (P) (Equation 2) and yield (Y) (Equation 3). (Feil et al., 2016)

$$P = \frac{M_{Eject}[kg]}{M_{Eject}[kg]+M_{Reject\ in\ Eject}[kg]} * 100\ \% \quad (2)$$

$$Y = \frac{M_{Eject}[kg]}{M_{Eject}[kg]+M_{Eject\ in\ reject}[\%]} * 100\ \% \quad (3)$$

No 2D-objects were found in any of the 3D-fractions, as the ballistic separator was set to a low inclination to generate a high purity 3D-fraction. Similarly, the amount of free fines was ≪1 % for all 3D-fractions. Fig. 3 shows the purities and yields of all generated 3D-plastics fractions.

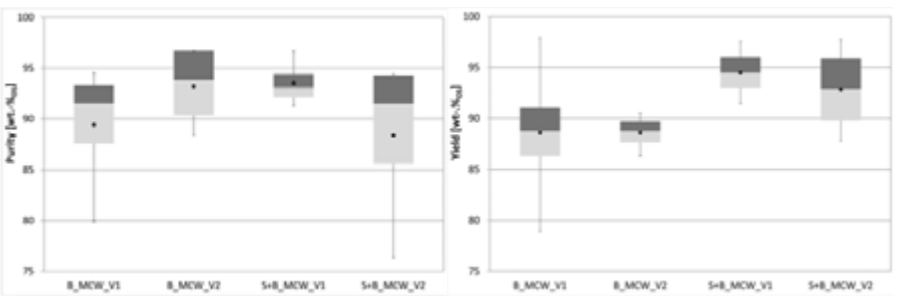


Fig. 3: Effects of pre-screening on purity (left) and yield (right) of the 3D-fraction from the ballistic separator.

The average purities of the 3D-plastics fractions were between 90 % and 95 % for all fractions. These high purities were achieved by ideal and constant material feeding. In an industrial-scale process, reduced purities should be expected, as significantly more particle overlapping and occurring fluctuations will result in temporal overfeeding of the SBS stages, thus reducing the overall SBS performance. A significant improvement of the purity cannot be attributed to pre-screening, based on the given data.
For MCW yields of approx. 89 % was achieved without pre-screening. With pre-screening, the yields were increased by approx. 5 %. This indicates that SBS performance is better when the drum screen and ballistic separator are both used before the sorting stage. A possible explanation, based on the visual assessment during trials, for this improvement is that the additional material circulation in the drum screen introduces greater friction between the objects than in the ballistic separator, removing adhering fines from the particle surfaces. Due to the cleaner surfaces, the objects of the valuable fraction are better identified by sensors and therefore classified as well as correctly separated (Küppers et al. 2019). This observation is contradicting to the

disadvantage of the drum screen forming tails, resulting in a higher incorrect material discharge into the 2D-fraction. Whether different screening technologies (e.g. circular or linear vibratory screen) have a similar effect on SBS should be investigated in further investigations.

4 CONCLUSION

Selective size reduction in combination with pre-screening enhances the enrichment of valuable materials (e.g. plastics) in coarse fractions, while various contaminants, minerals and organics are yielded into fine fractions (especially < 10 mm). The efficiency of a screening device (here: ballistic separator) is reduced if an additional screening stage with the same mesh size is installed up-stream (drum screen), due to the increased near mesh size particle share in the input of the former screening device. Depending on the size of an existing screening stage (here: ballistic separation), an additional screening stage can significantly improve the overall screening efficiency and consequently enhance the performance of the entire down-stream processing line. The utilization of a drum screen for material streams, containing large foils, ropes and nets (e.g. MCW), results in tail formation, which can lead to clogging and plant downtime as well as performance reduction of down-stream processing machinery. The material circulation, induced through a rotating drum screen, causes fines separation from coarse particles, resulting in improved classification via NIR-sensors, thus enhancing SBS performance (e.g. increased yield).

5 FUNDING

Partial funding for this work was provided by:
The Center of Competence for Recycling and Recovery of Waste 4.0 (acronym ReWaste4.0) (contract number 860 884) under the scope of the COMET – Competence Centers for Excellent Technologies – financially supported by BMK, BMDW, and the federal states of Styria, managed by the FFG.

REFERENCES

Al-Salem, S., Lettieri, P., Baeyens J., 2009 Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): a review. In: Waste Management, Volume 29, pp. 2625-2643, DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.004.

Austrian Standards Institute ÖNORM S 2123-3. Sampling plans for waste – Part 3: Sampling of solid waste out of material streams, Issued on 01/11/2003, Vienna, 2003.

Bauer, M.; Lehner, M., 2013 Post-consumer plastics in Austria and their potential for chemical recycling, ISWA World Congress 2013 Vienna, Wien.

Bunge, R., 2012 Mechanische Aufbereitung, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, ISBN: 978-3-527-33209-0.

Feil, A., Coskun, E., Bosling, M., Kaufeld, S., Pretz, T., 2019 Improvement of the recycling of plastics in lightweight packaging treatment plants by a process control concept, Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA 37 (2), pp. 120–126, DOI: 10.1177/0734242X19826372.

Küppers, B., Hernández Parrodi, J. C., Lopez, C. G., Pomberger, R., Vollprecht, D., 2019 POTENTIAL OF SENSOR-BASED SORTING IN ENHANCED LANDFILL MINING, In: detritus – Multidisciplinary Journal for Waste Resoureces & Residues, Vol. 08, pp. 24-30, DOI: 10.31025/2611-4135/2019.13875.

Lehner, M.; Bauer, M.; Hofer, W., 2016 Prozesskette zum stofflichen Recycling von Kunststoffabfällen. In: Berg- Hüttenmännische Monatsheft 161 (6), S. 246–251, DOI: 10.1007/s00501-016-0482-6.

Letcher, T. M., 2020 Plastic Waste and Recycling: Environmental Impact, Societal Issues, Prevention, and Solutions, Academic Press, Amsterdam, p. 303.

Applicability of multivariate data analysis to improve the sorting degree of recycled polyethylene

M. Bredács, G. Oreski & A. Frank
Polymer Competence Center Leoben GmbH., Leoben, Austria

G. Pinter
Montanuniversitaet Leoben, Polymer Engineering and Science, Leoben, Austria

G. Szilveszter
Budapest University of Technology and Economics, Applied Biotechnology and Food Science, Budapest, Hungary

ABSTRACT: A key target of the Circular Plastic Alliance Declaration is to include 10 million tons of recycled plastic per year into new plastic products in Europe by 2025. To meet this objective mechanical recycling has to overcome two main obstacles. First, new reliable, and cost-efficient technologies with high material separation accuracy are required. Secondly, the quality and performance of recyclates must be improved significantly. Polyethylene (PE) is a globally dominant polymer as a result of its wide range of variations in molecular structure and morphology. State-of-the-art near-infrared sorting systems easily identify base materials, but they can hardly account for specific characteristics in the molecular structure of PE, hence the applicability of such materials for new plastic products are limited. Applying multivariate data analysis (MVDA) on FTIR and Raman spectroscopy data of 13 PE grades allowed the prediction of density. The results showed a good agreement with the measured values, indicating that processing relevant information can be extracted from FTIR and Raman data. Improved sorting would enhance the usage of post-consumed polymers for new products and assist to achieve the yearly 10 million tons of recycled plastics.

1 INTRODUCTION

The Circular Plastic Alliance Declaration of the European Commission targets the usage of 10 million tons of recycled plastic per year into new plastic products in Europe by 2025 (European Commission 9/20/2019). To assist this objective this work focuses on the improvement of mechanical sorting of polyethylene (PE). The wide range molecular structure, molecular weight and distribution as well as morphology of PE makes possible the versatile application of this polymer. In fact, PE base materials can be classified by chain branching length as well as by the density and distribution of these branches (Boyd and Phillips 1993). Since molecular structure defines intramolecular and intermolecular interaction, the chemical structure of polymer backbone inherently determines several processing and application relevant properties. Generally, polymer chains with higher regularity lead to a higher degree of crystallinity and subsequently to different product properties. More importantly, crystalline structure and rate, molecular weight, branching and in some cases, crosslinking governs the rheological properties, hence these properties specify the applicable processing technologies of a given PE (Bower 2002). Particularly PE materials are frequently classified based on the suitability processing technologies. Currently, mechanical sorting lines use near-infrared (NIR) spectroscopy (Rücker 1996) to identify various polymers. Recent studies (Zheng et al. 2018, Rozenstein et al. 2017, Serranti et al. 2012) focus on the development of the current state of art and on the enhancement of mechanical sorting (Ragaert et al. 2017) of post-consumer plastic wastes. Most of the publicly

available and ongoing research studies address effectivity and accuracy of mechanical sorting without investigating the improvement of PE sorting degree based on molecular structure relevant properties. Mixing different PE types will lead to processing issues and eventually to low-end recycled products such as paving tiles. Therefore, the mechanical sorting of PE applying specific, processing related material features is essential to promote the application of recycled PE in new high-performing products. Such separation of PE would allow the extension of life cycle and decrease the overall CO_2 footprint of PE products. To reach this objective this work is dedicated to the determination of PE density via spectroscopic techniques combined with mathematical evaluation methods such as MVDA.
This research project address numerous issues of mechanical sorting of post-consumer plastic products. In Tab. 1 the main goals of this project are summarized. However, this work focuses only on the density determination of PE materials, the listed targets represent well the need for further development in the recycling of post-consumer plastics.

Tab. 1: Major research objectives and obstacles in the improvement of the mechanical sorting of post-consumer plastic wastes.

Differentiation of chemical and morphological features	Recognition of aged materials fillers and additives
PE copolymers	Non-RoHS compliant additives
Density and MFR of PE	Black polymers
Crosslinked PE	Prints
PP homo and copolymers	
PET trays and bottles	
Coloured PET products	

MFR: melt flow rate [g/10min]; PP: polypropylene; PET: Polyethylene terephthalate; RoHS: Resitriction of hazardous substances

Determining and sorting PE based on density and MFR, would enable the classification of recycled PE into processing technique groups, as it is shown in Fig. 1. Such knowledge is of high importance to increase the amount and to ensure high-quality products made of recycled PE.

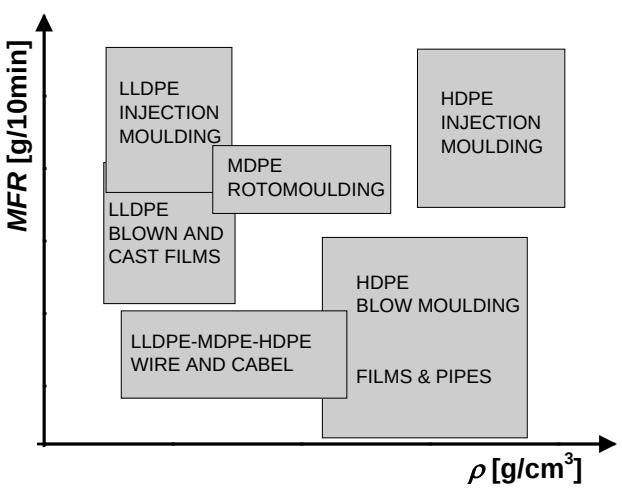


Fig. 1: Correlation of density and Melt Index to processing techniques of PE grades.

2 EXPERIMENTAL

A total of 13 commercially available virgin PE grades were used. The selected materials represent a wide range of molecular structure and applicable processing technologies. For the prediction of density values spectra of ten PE grades were applied to build a partial least square (PLS) regression models and data of three additional materials were used for the validation and prediction of density. At least three spectra were collected from each selected PE. To characterize potential changes in the chemical structure of various PE grades FTIR spectroscopy measurements were completed with a device of the type Spektrum GX (Perkin Elmer, Germany). Moreover, Raman spectra were measured by using a confocal spectrometer LabRAM HR800 (Horiba Jobin Yvon, Bensheim, Germany). The applied materials and characterization methods, as well as the MVDA models, are described thoroughly elsewhere (Bredács et. al. 2020).

3 RESULTS AND CONCLUSION

In order to determine and calculate the density of PE from ATR data, several spectral ranges were investigated. The best model and fit between calculated and reference density was found between 3000 and 2700 cm^{-1} wavenumbers. In this region corresponds to the vibration of methylene (CH_2) and methyl (CH_3) groups (Krimm et al. 1956). The ratio of these groups, up to a certain extent, can be assigned to branching density, molecular weight and generally to the molecular structure of a given PE. As it is in Fig. 2 shown, the predicted density values show a less than a 0.5 % deviation from the reference values. This clearly indicates the accuracy of the applied PLS model and implies that molecular structure and morphology related material features can be determined by spectroscopic methods.

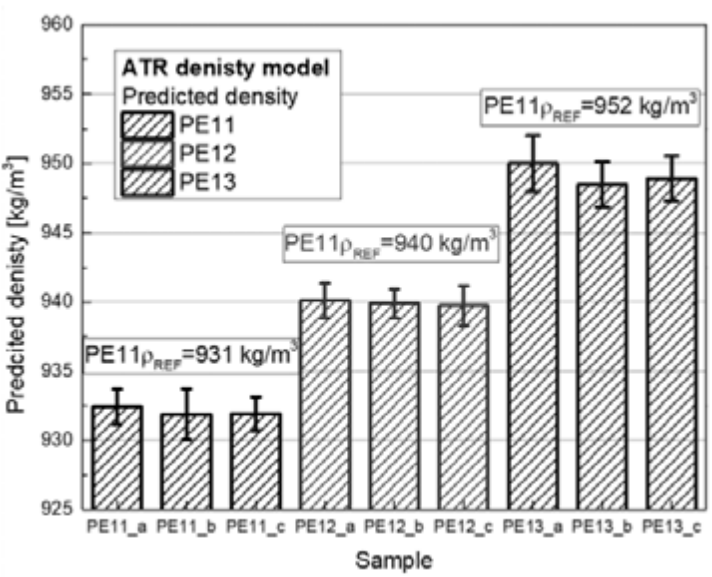


Fig. 2: Calculated density values from FTIR-ATR data applying a PLS calibration model.

Since the CH_2/CH_3 ratio can be determined from Raman data too (Hirschl et al. 2016), further modelling of density was performed. The obtained results indicate a high potential for the calculation of PE density with high accuracy.

Results indicate firstly that mathematical models combined with spectroscopic methods can improve fundamentally the sorting of post-consumed PE. Secondly, Raman and FTIR-ATR data processing resulted in highly similar calculated density values confirming the applicability of this approach. Classifying PE materials based on density and MFR would enormously increase the supply of high-performing recycled PE products and consequently serve the objective of Circular Plastic Alliance Declaration. Future studies will focus on the prediction and calculation of MFR values and also on the above presented further challenges in the improvement of mechanical sorting of post-consumer plastic waste.

4 ACKNOWLEDGMENT

The research work of this paper was performed at the Polymer Competence Center Leoben GmbH (PCCL, Austria) within the framework of the COMET-program of the Federal Ministry for Transport, Innovation and Technology and Federal Ministry for Economy, Family and Youth with contributions by the Department of Polymer Engineering and Science, University of Leoben (Austria), Department of Applied Biotechnology and Food Science Budapest University of Technology and Economics (Hungary). The PCCL is funded by the Austrian Government and the State Governments of Styria and Upper Austria.

REFERENCES

Bower, D. I. (2002) An introduction to polymer physics. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Boyd, R. H., Phillips, P. J. (1993) The science of polymer molecules. An introduction concerning the synthesis, structure, and properties of the individual molecules that constitute polymeric materials. Cambridge: Cambridge University Press (Cambridge solid state science series).

Bredács, M., et. al. (2020) FTIR and Raman Spectroscopy Based Density Model of Polyethylene to Increase Sorting Degree of Post-Consumed Polymers. To be published.

European Commission (9/20/2019) Circular Plastics Alliance. 100+ signatories commit to use 10 million tons of recycled plastic in new products by 2025. Brussels.

Hirschl, Ch., Neumaier, L., Mühleisen, W., Zauner, M., Oreski, G., Eder, G. C. et al. (2016) Inline determination of the degree of crosslinking of ethylene vinyl acetate in PV modules by Raman spectroscopy.

Krimm, S., Liang, Y. C., Sutherland, M. B. B., G. (1956) Infrared Spectra of High Polymers. II. Polythelyne. In *The Journal of Chemical Physics* 25 (3).

Ragaert, K., Delva, L., van Geem, K. (2017) Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. In *Waste management (New York, N.Y.)* 69, pp. 24–58.

Rozenstein, O., Puckrin, E., Adamowski, J. (2017) Development of a new approach based on midwave infrared spectroscopy for post-consumer black plastic waste sorting in the recycling industry. In *Waste management (New York, N.Y.)* 68, pp. 38–44. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.07.023.

Rücker, G. (Ed.) (1996) Spektroskopische Methoden in der organischen Chemie. Von M. Hesse, H. Meier, B. Zeeh. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 1995, 364 S. mit 221 Abbildungen und 100 Tabellen, kartoniert, DM 82,-, ISBN 3135761053 (25).

Serranti, S., Gargiulo, A., Bonifazi, G. (2012) Classification of polyolefins from building and construction waste using NIR hyperspectral imaging system. In *Resources, Conservation and Recycling* 61, pp. 52–58. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.01.007.

Zheng, Y., Bai, J., Xu, J., Li, X., Zhang, Y. (2018) A discrimination model in waste plastics sorting using NIR hyperspectral imaging system. In *Waste management (New York, N.Y.)* 72, pp. 87–98. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.10.015.

Entwicklungen auf dem Gebiet der sensorgestützten Sortierung von Müll bei Binder+Co

G.U. Weingrill & R. Huber
Binder+Co, Produktmanagement & Forschung und Entwicklung, Gleisdorf, Österreich

A. Böhm
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Binder+Co ist ein Maschinenbauunternehmen, ansässig in Gleisdorf, Österreich, welches sich auf die Entwicklung und Fertigung von Aufbereitungsmaschinen primärer und sekundärer Rohstoffe spezialisiert hat. Neben Maschinen zur Aufbereitung von Glasmüll, wo es sich seit Jahren als einer der Weltmarktführer behaupten kann, liefert Binder+Co auch Maschinen zur Aufbereitung anderer Müllarten, allen voran von Kunststoff- und Metallmüll. In der Aufbereitung von Kunststoff entwickelte Binder+Co ein revolutionäres System namens CLARITY-Multiway, welches erlaubt, 6 unterschiedliche Produkte mit nur einer Maschine herzustellen. Im Bereich der Metallsortierung bietet Binder+Co flexible Maschinen, welche je nach Prozessschaltung im kontinuierlichen aber auch im diskontinuierlichen Betrieb eingesetzt werden können. Beispielsweise können so Aluminium- und Kupferkonzentrat mit einer Reinheit von über 99,7 % erzeugt werden. Die Sensorfusion XRT/VIS erlaubt die Produktion von mehreren Metallfraktionen mit nur einer Maschine. Zusätzlich sind die CLARITY-Sortiermodule seit Kurzem in der mobilen Bauweise verfügbar. Für eine optimale Vorkonditionierung besteht die Kombinationsmöglichkeit der CLARITY-Sortiermodule mit der BIVITEC-Neuentwicklung namens BIVITEC e+, welche eine Energieeinsparung bei der Klassierung von bis zu 60 % im Vergleich zu herkömmlichen Spannwellensieben mit sich bringt.

1 EINLEITUNG SENSORGESTÜTZTE AUFBEREITUNG VON MÜLL

Der Einsatz modernster Maschinen in der Aufbereitung und Recycling von primären und sekundären Rohstoffen ist in der heutigen Zeit nicht mehr wegzudenken. Binder+Co kann in diesem Bereich auf eine 125 Jahre lange Erfahrung zurückblicken und ist Pionier im Bereich der sensorgestützten Sortierung von Schüttgütern. Die ersten Sortierer dieser Art wurden bereits Mitte der 1980er ausgeliefert (Kalcher 2011). Seither wurden die Sortierer konsequent hinsichtlich Sensorik und Effektorik weiterentwickelt und decken alle gängigen Sensortechnologien ab. Dadurch ist die Produktlinie namens CLARITY, welche die optischen Sortierer von Binder+Co im Bereich Recycling abdeckt, seit Jahrzenten eine etablierte Technologie.
Allgemein kann von einer erfolgreichen Aufbereitung gesprochen werden, wenn die definierten Merkmalsklassen, welche sich im Aufgabegut im durchmischten Zustand befinden, durch den Aufbereitungsprozess im Sinne des Kunden zu Konzentraten mit möglichst geringem Wertstoffverlust getrennt werden. Besonders bei der Aufbereitung von Müll ist dies der Fall, da der sich im Müll befindliche Wertstoff durch Sortierung aufkonzentriert werden muss. Dadurch kann sich ein Mehrwert für den Recycling-Betrieb aus zweierlei Sicht ergeben, sei es durch die bessere Verkaufbarkeit oder die höheren Preise, welche durch die Aufbereitung erzielt werden können oder auch durch wegfallende Entsorgungskosten („Deponierung“), die für den unsortierten Müll anfallen würden.

Sehr häufig besteht die Aufbereitung aus mehreren aneinander geschalteten Prozessteilschritten, welche in Summe das Gesamtverfahren darstellen. Verlässliche Einzelmaschinen bilden das Rückgrat eines funktionierenden Gesamtverfahrens. Die Maschinen von Binder+Co genießen weltweit einen äußerst guten Ruf hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit und Zuverlässigkeit.
Wenngleich Binder+Co hauptsächlich bekannt als Zulieferer von Einzelsortiermaschinen bzw. von schlüsselfertigen Anlagen zur Aufbereitung von Glasmüll international bekannt ist, bietet Binder+Co auch Maschinen zur Sortierung, Klassierung und thermischer Behandlung in anderen Müllbereichen (Huber 2015). Auch hier wurde immer wieder Innovationskompetenz bewiesen, welche nicht zuletzt durch die Verleihung unterschiedlicher Innovations-Awards bestätigt wurde. Das übergeordnete Ziel von Binder+Co ist es, ein Maximum an Produktreinheit und Wertstoffausbringung zu erreichen, sowie ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Prozessflexibilität und –einfachheit.
Der technische und geschäftliche Hauptfokus bei Binder+Co liegt neben der Glassortierung in der Aufbereitung von Kunststoff- und Metallmüll. Aber auch die Sortierung von Baurestmassen, Altholz und Kompost sollten hier erwähnt sein. Binder+Co bietet hier alle gängigen Sortierertypen, sowie den Großteil der wichtigsten Sensortechnologien an. In Abbildung 1 sind die Hauptsortierertypen ersichtlich: Rutschensortierer (a); Bandsortierer (b) und Mehrwegbandsortierer (c).



Abb. 1: Hauptsortierertypen: Rutschensortierer (a); Bandsortierer (b) und Mehrwegbandsortierer „CLARITY-Multiway“ (c).

1.1 Aufbereitung von Kunststoffmüll

Für den Bereich der Kunststoffmüllsortierung entwickelte Binder+Co ein völlig neuartiges Sortiererkonzept namens CLARITY-Multiway (Abbildung 1, c). Bei der sogenannten CLARITY-Multiway handelt es sich um eine kompakte Bandsortiererlösung zur Erzeugung von bis zu 6 Produkten in einem Arbeitsgang, welche zum Beispiel als Ersatz für die Handlese-Stationen zum Einsatz kommen kann. Diese Maschine kann somit im Extremfall 5 konventionelle Sortiermaschinen ersetzen (Abbildung 2), wodurch Anschaffungskosten hinsichtlich Maschinenkauf, Stahlbau und Platzbedarf deutlich reduziert werden können, sodass sich die Amortisationszeit stark verkürzt. Farbe und Polymerart dienen als Selektivität zur Sortierung. Daher sind typische Anwendungen dieser Technologie die Sortierung von Kunststoffleichtverpackungen („3D-Fraktion“). Ein Beispiel für die Produkterzeugungsabfolge wäre: PETclear, PETcolour, PE, PP, PS, und PVC. Prozesstechnisch kann sie sowohl im Bereich der Vorsortierung, also in der Grundstufe, aber auch als Rückgewinnung von Wertstoffen nach einem kompletten Prozess eingesetzt werden.

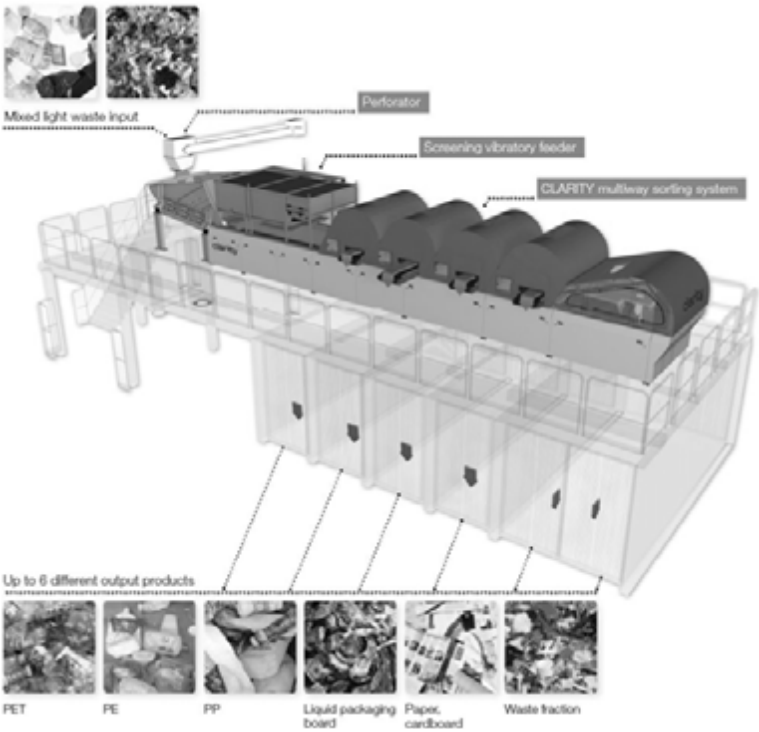


Abb. 2: Detaildarstellung der Mehrwegbandsortierungslösung CLARITY-Multiway.

1.2 Aufbereitung von Metallmüll

Nicht nur im Kunststoffmüllrecycling, sondern auch in der Metallmüllaufbereitung bietet Binder+Co Sortiermaschinen an.
Die granulometrischen sowie schüttgutmechanischen Eigenschaften des aufzubereitenden Materials geben vor, welcher Sortiertyp - nämlich Rutschen oder Bandsortierer - sinnvoller Weise eingesetzt werden sollte. Als Selektivität können die elektrische Leitfähigkeit (zur Leiter-/Nichtleitertrennung), die Farbe (beispielsweise zur Unterscheidung von Bunt- und Graumetallen), die Dichte (zur Unterscheidung von Schwer- und Leichtmetallen) sowie die elementare Zusammensetzung dienen.
Sehr häufig beinhaltet die Aufgabenstellung die Trennung zwischen Bunt- und Graumetallen, um ein möglichst reines Kupferkonzentrat zu erzeugen, oder in Abhängigkeit der Applikation zusätzlich eine aluminiumreiche Fraktion zu generieren.
Im Folgenden soll hier auf die Einsatzfähigkeit beispielhaft per drei Applikationen in der Metallrecyclingindustrie, welche bereits erfolgreich umgesetzt wurden bzw. kurz vor der Realisierung stehen, eingegangen werden.

Sortierung von Kupferkabelschrott
Bei diesem ersten Beispiel handelt es sich um die Sortierung eines vorkonzentrierten Kupferkabelgranulats im Partikelgrößenbereich 1-4 mm. Oberstes Ziel war es, eine möglichst hohe Reinheit an Kupfer zu genieren.
Das Material wird über die üblichen Vorprozesse, bestehend aus Zerkleinerung, Klassierung und physikalischen Sortierverfahren, wie Magnet-, Wirbelstrom- und Dichtesortierung auf eine Reinheit von ca. 90 bis 95 % vorkonzentriert. Danach wird das

Material per zweistufiger optischer Sortierung auf die geforderte Qualität von > 99,5 % aufkonzentriert (vgl. Abb. 3 a; bzw. Tab. 1).
Als Störstoffe werden hauptsächlich Messing und Graumetalle, sowie Kunststoffteile wie Kabelummantelungen ausgeschieden. Das Kupferausbringen liegt je nach Einstellungen im Bereich von 85 bis 90 % pro Verfahrensstufe, wodurch der Wertstoffgewinn maximal gehalten werden kann.

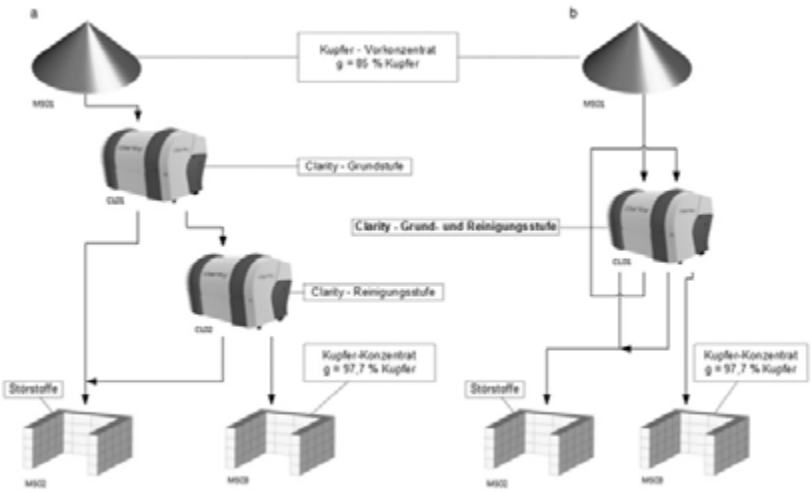


Abb. 3: Zweistufige optische Sortierung des Kupferkabelgranulats: in doppelter Maschinenausführung (a); in einfacher Maschinenausführung mit Rückführung (b).

Tab. 1: Bilanzierung des Kupfers in der zweistufigen optischen Sortierung von Kupferkabelgranulat (m steht für Masseanteil, g für Reinheit und r für Wertstoffausbringen)

	m [%]	g [%]	r [%]
Störstoffe	26,9	83,8	23,6
Kuper-Konzentrat	73,1	99,5	76,4
Aufgabe	100,0	95,3	100,0

Die flexible Bauweise der CLARITY-Reihe ermöglicht es je nach Tonnage, die zweistufige Aufbereitung in einer geteilten Maschine (Abb. 3, b) per Rückführung durchzuführen. Dadurch können die Investitionskosten niedrig gehalten werden, da nur die Anschaffung einer einzigen Maschine notwendig ist. Zusätzlich kommen noch kollaterale Kostenersparnisse hinzu, da Stahlbau, Platzbedarf und Montagekosten reduziert werden können, wodurch sich wiederrum eine optimierte Amortisationszeit ergibt.
Durch die hohe Reinheit ergibt sich der Vorteil, dass das Kupferkonzentrat direkt an die Gießerei ohne den sonst notwendigen Raffinationsumweg per Verhüttungsprozess verkauft werden kann.

Sortierung von geschreddertem Kupfer-/ Aluschrott
Weist das Aufgabegut keine geeigneten Rutscheigenschaften auf – dies kann bei stark rollenden bzw. schlecht rutschenden Körnern der Fall sein - ist es sinnvoll, einen Bandsortierer einzusetzen. Hier wird das Aufgabegut nicht per Gravitation, sondern per Band beschleunigt, an der Sensoreinheit vorbeigeführt und per Wurfparabel an der Effektorik (Austragsdüsen) vorbeigetragen.
Kugelige und somit rollende Teile können im Vorprozess bei der Zerkleinerung beispielsweise in Hammer- oder Prallmühlen durch plastische Verformung entstehen.

In dem im Folgenden angeführten Beispiel rückte vor allem eine flexible Einsatzfähigkeit des Sortierers in den Vordergrund, da es sich um eine diskontinuierliche Betriebsweise handelte. Die Aufgabenstellung war die Sortierung eines Gemisches aus Alu- und Kupferschrott, u.a. der Kornklassen 1-4 mm, 4-10 mm, 10-30 mm in eine reine Aluminium- bzw. Kupferfraktion (siehe Abbildung 4). Die Sortierung findet zweistufig statt, wobei im ersten Schritt zur Erzeugung des Aluminiumkonzentrats das Kupfer vom Aluminium ausgebracht wird. Der an Kupfer angereicherte Durchlauf wird in einem zweiten Arbeitsgang von übersortiertem Aluminium gereinigt, welches in die Aluminiumfraktion rückgeführt wird. Dadurch können Alu- und Kupferfraktionen mit einer Reinheit zwischen 95 – 99 % bei einem Wertstoffausbringen von bis zu 97 % generiert werden.

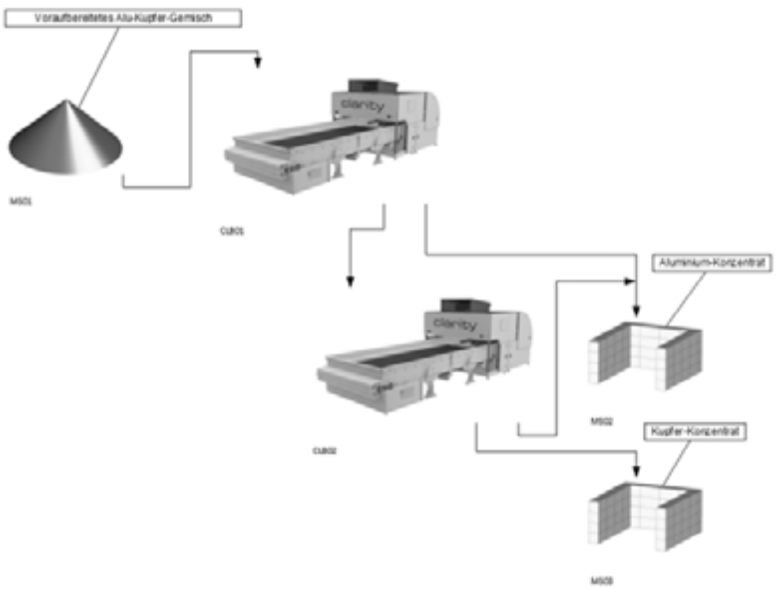


Abb. 4: Diskontinuierliche Aufbereitung von Aluminium- und Kupfer-Schrott.

Multiple Sortiermöglichkeit per XRT/VIS-Sensorfusion

Ist eine Klassifizierung über Farbunterschiede, wie es bei der Trennung von Graumetall (z.B. Aluminium) von Buntmetall (z.B. Kupfer bzw. Messing) der Fall ist nicht möglich, muss eine andere detektierbare Selektivität zur Klassifizierung verwendet werden. Die Transmissionseigenschaften von Röntgenstrahlen eignen sich Unterschiede im Röntgenabsorptionsquerschnitt der Materialien festzustellen und diese dann voneinander zu sortieren. Üblicherweise können so Schwer- von Leichtmetallen getrennt werden. Mit der Sensorfusionslösung von XRT/VIS können in weiteren Sortierschritten auch Buntmetalle oder andere sich in der Farbe unterscheidende Körner abgetrennt werden.

Exemplarisch soll hier auf ein aktuelles Aufbereitungsprojekt für Metallschrott, bestehend aus einer Mischung aus Fahrzeugschrott und Haushaltsschrott, eingegangen werden. Hierbei war das Ziel, den geschredderten Schrott der Korngröße 10-100 mm in folgende Stoffklassen zu sortieren:

- (magnetischer) Stahl,
- (unmagnetischer) Edelstahl,
- Aluminium,
- Kupfer/Messing,

- Restmetalle und
- Gummi/Organik.

Um eine für den Kunden optimierte Gesamtlösung zu präsentieren, welche neben dem Einsatz von sensorgestützten Sortierern auch Magnetscheider und Wirbelstromscheider vorsieht, wurden die Untersuchungen in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung der Montanuniversität Leoben durchgeführt. Das übergeordnete Ziel war es, mit einem möglichst geringen Maschinenaufwand, möglichst viele erlösbringende Produkte erzeugen zu können.
Während in der Vorsortierung klassisch physikalische Sortierschritte zur Anwendung kommen, passierte die weitere Aufbereitung in die einzelnen Fraktionen per sensorgestützter Sortierung, wobei eine Sensorfusion bestehend aus XRT/VIS zum Einsatz kam. Auch hier kann der Vorteil hinsichtlich Flexibilität von sensorgestützten Sortierern im diskontinuierlichen Betrieb genützt werden, nämlich mehrere Sortierschritte auf derselben Maschine durchzuführen.
Der erste Aufbereitungsschritt nach der Klassierung ist die Abtrennung von ferromagnetischen Bestandteilen per Schwachfeldmagnetscheidung (vgl. Abb. 5).

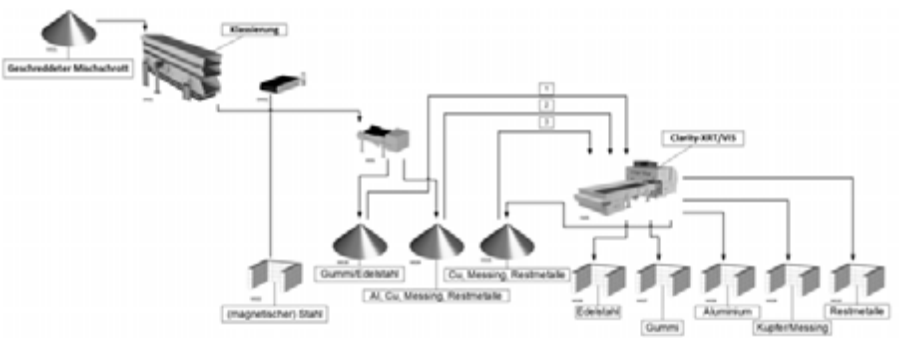


Abb. 5: Aufbereitungsstammbaum zur Aufbereitung von Metallschrotten.

Im Wirbelstromscheider wird nach dem Verhältnis zwischen elektrischer Leitfähigkeit zur Stoffdichte sortiert, wodurch eine Aluminium-, Kupfer-, Messing- und Restmetallreiche Fraktion erzeugt wird (Erdmann 2010). Der Durchlauf besteht aus Nichtleitern wie Gummi und Organik, aber auch aus Edelstahl, der aufgrund der ungünstigen Leitfähigkeit zum Stoffdichteverhältnis nicht abgetrennt werden kann (Erdmann 2010). Diese Zwischenfraktion kann dann im diskontinuierlichen Betrieb (Abb. 5, Materialstrom 1) zu einer Edelstahl- und Gummifraktion sortiert werden. In Tabelle 2 sind exemplarische Versuchsergebnisse der Sortierung von Edelstahl aus der Gummifraktion bilanziert, wobei direkt die Sensorik XRT und Induktion (Sortierung zwischen elektrischem Leiter und Nichtleiter) verglichen werden. Es zeigt sich, dass per XRT ein höheres Wertstoffausbringen (99,8 %) erreichbar war, während durch die Induktions-Sensorik eine höhere Reinheit (g = 85,2 %) erzielt wurde.

Tab. 2: Bilanzierung der Edelstahl-Stufe am XRT-VIS-Sortierer (links) und Induktionssortierer (rechts).

	m [%]	g [%]	r [%]		m [%]	g [%]	r [%]
Auswurf	79,6	81,5	99,8	Auswurf	65,7	85,2	85,9
Durchlauf	20,1	0,7	0,2	Durchlauf	34,3	26,8	14,1
Aufgabe	100,0	65,0	100,0	Aufgabe	100,0	65,1	100,0
	XRT-Sensorik Edelstahl-Stufe				Induktion-Sensorik Edelstahl-Stufe		

Aus der zweiten Fraktion des Wirbelstromscheiders, welche angereichert mit Aluminium, Kupfer, Messing und Restmetallen ist, kann im Anschluss (Abb. 5: Materialstrom 2) zunächst eine Alufraktion erzeugt werden. Hierbei konnte eine Reinheit von > 95 % bei einem Wertstoffausbringen von 78,6 % erreicht werden (vgl. Tab. 3, links). Der Durchlauf (Abb. 5 Materialstrom 3) kann noch zusätzlich in eine Kupfer-/Messing-Fraktion bzw. eine Restmetallfraktion geteilt werden. Hierbei wurde eine Reinheit von 86,1 % bei einem Wertstoffausbringen von 76,0 % erreicht.

Tab. 3: Bilanzierung der Alu- und Kupfer-Stufe am XRT-VIS-Sortierer.

	m [%]	g [%]	r [%]		m [%]	g [%]	r [%]
Auswurf	36,7	44,9	21,4	Auswurf	7,7	86,1	76,0
Durchlauf	63,4	95,7	78,6	Durchlauf	92,3	2,3	24,0
Aufgabe	100,0	77,1	100,0	Aufgabe	100,0	8,7	100,0
	XRT-Sensorik Alu-Stufe				VIS-Sensorik Kupfer-Stufe		

1.3 Stationäre oder mobile Lösung

Nicht immer ist eine stationäre Ausführung einer Aufbereitungsanlage die sinnvollste Lösung. In bestimmten Fällen kann es für Kunden vorteilhaft sein, hinsichtlich des Aufstellortes flexibel zu bleiben bzw. die Sortieraggregate mit Vorprozessen beliebig zu kombinieren. Seit Kurzem ist die Produktreihe CLARITY auch in der mobilen Ausführung über eine Kooperation mit der 2020 gegründeten Linetechnology GmbH, welche sich auf komplette mobile Aufbereitungssysteme spezialisiert hat, erhältlich. Die Sortiermodule werden in Containerbauweise inklusive der entsprechenden Fördertechnik ausgeliefert und können mit anderen Metallschrottaufbereitungsaggregaten der Produktlinie BLUELINE veränderlich kombiniert werden. Dadurch kann die volle Flexibilität der sensorgestützten Sortierung hinsichtlich Gesamtprozessanpassung ausgenützt werden.

2 DIE VORKONDITIONIERUNG PER KLASSIERUNG

Der Erfolg der optischen Sortierung ist eng mit der Vorkonditionierung verbunden und kann beispielsweise durch eine auf das Material und den Prozess abgestimmte Klassierung wesentlich verbessert werden. Binder+Co ist seit Jahrzenten führender Spezialist auf dem Gebiet der Siebung von siebschwierigen Schüttgütern. Wenngleich auch bei der Klassierung aus technischer Sicht Produktqualität und Durchsatzraten oberste Priorität haben, so muss auch ein Optimum an Wirtschaftlichkeit gegeben sein. Die in den 1980er Jahren entwickelte Baureihe des Spannwellensiebs BIVITEC setzte bereits damals neue Maßstäbe und genießt weltweit einen sehr guten Ruf. Nichtsdestotrotz wurde auch hier eine Neuentwicklung durchgeführt und die BIVITEC e+ (siehe Abbildung 6 links) ins Leben gerufen. Diese vereint die Vorteile der Spannwellensiebe, mit denen eine nahezu steckkornfreie Siebung möglich ist, mit jenen Vorteilen wie man sie von Resonanzsiebmaschinen kennt. Bei Letzteren sind es vor allem die reduzierten dynamischen Lasten in die Umgebung. Bei großen Maschinen kann zusätzlich die statische Last um 40 % verringert werden. Neben den dadurch reduzierten Investitionskosten benötigen die Antriebsmotoren der BIVITEC e+ nur ein Drittel der Leistung der herkömmlichen BIVITEC.

Die Vorteile und Eigenschaften lassen sich wie folgt aufzählen:

- geringer Energiebedarf,
- geringe dynamische Lasten,
- kompakte Bauweise,
- feinste bis mittlere Trennschnitte,

- Siebdeckflächen bis 49 m² und
- für stationäre und mobile Anlagen.

Mit sogenannten Smart-Solution-Systemen bietet Binder+Co auch Kleinsysteme bestehend aus einer Klassier-/Sortierkombination (Abbildung 6 rechts) an. Somit kommt die Aufbereitung aus einer Hand.

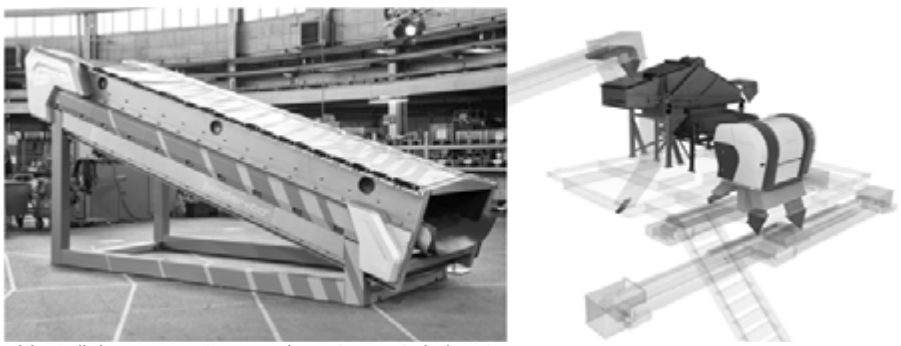


Abb. 6: links: BIVITEC e+, rechts: Smart-Solution-System.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Wie dargestellt, baut Binder+Co sensorgestützte Sortierer zur Aufbereitung von Kunststoff- und Metallabfällen, welche als Einzelmaschine oder auch in Kombination mit einer Siebklassierung angeboten werden. Im Kunststoffmüllbereich setzte vor allem das Mehrwegsystem CLARITY-Multiway neue Maßstäbe.
Im Metallmüllbereich sind es die hohen Qualitäten bei ebenfalls optimierten Ausbringraten, sowie die flexiblen Anwendungsmöglichkeiten, sei es im kontinuierlichen oder diskontinuierlichen Betrieb. Zusätzlich kommt nun die Möglichkeit der mobilen Ausführung hinzu.
Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Sortiermaschinen von Binder+Co ein breites Anwendungsfeld in der Sortierung von Müll abdecken. Die Maschinen und Prozesse werden im Kundensinne auf die spezifische Applikation abgestimmt und optimiert.

LITERATUR

Erdmann, Th., Rehrmann, V. (2010): *Automatische Sortierung*, In: Thomé-Kozmiensky , K.J.: Goldamnn. (HRsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 3 Neuruppin, TK Verlag 2010, S.327-338

Huber, R. (2015): *Weiterentwicklung optischer Sortiertechnik und deren Einsatzmöglichkeiten bi der Aufbereitung von primären und sekundären Rohstoffen*, In: Aufbereitung in Österreich III Dekandenbericht, Eigenverlag, S. 129-131 Eigenverlag 2015 Leoben

Kalcher, A. (2011): *Entwicklungen und Trends in der Aufbereitungstechnik bei Binder+Co*, In: Aufbereitung in Österreich, S. 151-153, Eigenverlag 2011 Leoben

Erstellung einer Datenbank zur Echtzeitanalytik von Abfällen

T. Weißenbach & R. Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnologie und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Zu den Industrie 4.0-Ansätzen im Bereich der Abfallwirtschaft gehört auch die Echtzeitanalytik von Abfällen. Zur Bestimmung der Brennstoffparameter wird die Nahinfrarot-Spektroskopie eingesetzt, mit der ausgewählte Materialien identifiziert und die projizierte Fläche gemessen werden kann. Um den Zusammenhang mit den Brennstoffparametern herstellen zu können, wird eine Regressionsanalyse über mehrere Schritte durchgeführt, wobei das Flächengewicht der wichtigste Parameter ist. Um die tatsächlichen Werte (projizierte Fläche, Masse) möglichst genau bestimmen zu können, wird mit Einzelpartikeln gearbeitet. Im Rahmen des ReWaste4.0-Projektes wurden in einem ersten Schritt ca. 15.500 Partikel Main-Burner-Material (< 30 mm), bestehend aus 8 Materialfraktionen, gewonnen. Aufgrund von zeitlichen und wirtschaftlichen Restriktionen konnten nicht alle Partikel auf alle Parameter untersucht werden. Insgesamt liegen bisher Daten zur Masse von ca. 15.500 Partikeln, zur projizierten Fläche (mittels Digitalfotos und Matlab-Auswertung) von ca. 12.100 Partikeln, zu Sensordaten von ca. 3.900 Partikeln sowie 40 Laborergebnisse zu Brennstoffparametern vor. Diese Daten wurden in einer SPSS-Datei für die weitere statistische Auswertung und Analyse zusammengeführt. Eine Betrachtung, ob dieselben Ergebnisse bzgl. der Flächengewichte auch mit weniger Partikeln hätten erzielt werden können, ergab stark unterschiedliche Ergebnisse für die einzelnen Materialfraktionen.

1 EINLEITUNG

Unter Industrie 4.0 versteht man laut Obermaier (2016) „*die Vernetzung von industrieller Infrastruktur (Maschinen, Werkstücke, Produkte und Menschen) im Bereich der industriellen Produktion mittels sog. Cyber-Physischer Systeme (CPS)*“. Während in einigen Branchen Industrie 4.0-Methoden bereits zum Stand der Technik gehören, befindet sich die Abfallwirtschaft in der Phase der Entwicklung und ersten Umsetzung. Das Projekt „Recycling and Recovery of Waste 4.0 – ReWaste4.0“ beschäftigt sich mit Industrie 4.0-Ansätzen in abfallwirtschaftlichen Anlagen und hat auch einen Überblick über die bisherigen Anwendungen in diesem Bereich erstellt, der in die vier Themengebiete Sammlung und Entsorgungslogistik, Maschinen und Abfallbehandlungsanlagen, Business Models und Datenwerkzeuge aufgeteilt ist (Sarc et al. 2019).

Eines der Themen im Bereich Maschinen und Abfallbehandlungsanlagen beschäftigt sich mit der Echtzeitanalytik von Abfällen, insbesondere im Bereich der Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen. Die große Herausforderung besteht dabei in der Heterogenität der Abfälle. Während Bauteile der industriellen Produktion eindeutig definiert sind, schwanken die chemischen und physikalischen Eigenschaften von Abfällen, z.B. Schüttdichte, Korngröße, Materialzusammensetzung, Brennstoffparameter oder Schadstoffgehalte, maßgeblich. Dies betrifft insbesondere auch gemischte Gewerbeabfälle, die neben gemischten Siedlungsabfällen im Fokus des ReWaste4.0-Projektes stehen. (Weißenbach et al. 2019)

Derzeit werden die chemischen und physikalischen Parameter im Wesentlichen dadurch bestimmt, dass Proben gezogen und diese anschließend manuell (Sortieranalyse) und im Labor analysiert werden. Für die Untersuchung von Ersatzbrennstoffen bestehen zum Beispiel in Deutschland Vorgaben in Form eines Gütezeichens (RAL-Gütezeichen 724) der Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V. (BGS) (Sudhaus 2018). Diese Vorgehensweise hat sich bei der Qualitätssicherung der Ersatzbrennstoffe bewährt, nachteilig ist jedoch, dass zum einen nur mit einem kleinen Teil des zu betrachtenden Materials gearbeitet wird (Repräsentativität der Probenahme) und dass die Ergebnisse meist erst zu einem Zeitpunkt vorliegen, zu dem eine Reaktion auf Fehlentwicklungen nicht mehr möglich ist. Wünschenswert wäre es daher, wenn die relevanten Eigenschaften in Echtzeit und direkt im Abfallstrom gemessen werden könnten. Zu diesem Zweck können Sensoren eingesetzt werden, die meist Strahlung verwenden, um ausgewählte Parameter zu messen. Einen Überblick über die möglichen Verfahren sowie deren Einsatzgebiete im Bereich der Abfallwirtschaft bieten z.B. Vrancken et al. (2017) und Flamme et al. (2018).

2 ANGEWANDTE METHODIK DER ECHTZEITANALYTIK VON ABFÄLLEN

2.1 NIR-Spektroskopie

Im Bereich der Echtzeitanalytik von Abfällen gibt es bereits erste Verfahrensentwicklungen, insbesondere zur Charakterisierung von Ersatzbrennstoffen (EBS). Die in diesem Zusammenhang relevanten Parameter beschäftigen sich vor allem mit der Brennstoffqualität des EBS, d.h. Wassergehalt, Heizwert, Aschegehalt und Chlorgehalt. (Krämer 2017)

Das dabei eingesetzte Verfahren ist die Nahinfrarot-Spektroskopie (NIR-Spektroskopie), mit der zum einen die projizierte Fläche gemessen und zum anderen bestimmte Materialien im Abfall identifiziert werden können. Die Erkennung erfolgt durch Auswertung ausgewählter Absorptionsbanden, die durch Ober- und Kombinationsschwingungen entstehen. Da die NIR-Banden von selektiven chemischen Struktureinheiten stammen, können nur ausgewählte Materialien erkannt werden. (Kessler 2006)

2.2 Regressionsanalyse zur Bestimmung der Brennstoffparameter mittels NIR-Spektroskopie

Um vom erkannten Material und der gemessenen Fläche zu einer Aussage über die Brennstoffparameter zu kommen, muss eine Regression über mehrere Schritte durchgeführt werden (siehe Abb.1). Damit eine möglichst genaue Bestimmung der benötigten Messwerte durchgeführt werden kann, wird nicht mit einem gemischten Abfallstrom, sondern mit einzelnen Abfallpartikeln gearbeitet.



Abb. 1: Methodik der Regressionsanalyse zur Bestimmung der Brennstoffparameter.

In einem ersten Schritt erfolgt die genaue Bestimmung der projizierten Fläche. Dazu wird der Partikel unter standardisierten Bedingungen (Fotobox) mit einer Digitalkamera aufgenommen und die projizierte Fläche mittels eines Matlab-Codes ausgewertet. Derselbe Partikel wird mit einer Laborwaage auf vier Stellen nach dem Komma genau gewogen. Der Quotient aus der Masse und der projizierten Fläche wird als Flächengewicht bezeichnet und stellt die eigentliche Kenngröße bei der Echtzeitanalytik von Abfällen dar. Die Brennstoffparameter können aus Effizienzgründen nicht für jedes Partikel einzeln gemessen werden, sondern werden aus aggregierten Proben bestimmt. Da die benötigten Parameter materialspezifisch sind, erfolgt die Messung getrennt nach acht ausgewählten Materialfraktionen.

Der Zusammenhang zwischen der mit dem Sensor gemessenen Fläche und der aus dem Digitalfoto bestimmten Fläche, sowie der Zusammenhang zwischen der aus dem Digitalfoto bestimmten Fläche und der zugehörigen Masse erfolgt über die Regressionsanalyse. Dabei werden die in Zusammenhang stehenden Parameter mittels einer Gleichung verknüpft, bei der es sich häufig um eine Geradengleichung (lineare Regression) handelt. Die Qualität der Korrelation zwischen den gemessenen Parametern wird durch das Bestimmtheitsmaß r^2 ausgedrückt. Da die Brennstoffparameter nicht für jedes einzelne Partikel zur Verfügung stehen, werden im letzten Schritt nur die einzelnen materialspezifischen Brennstoffparameter zu einem Gesamtwert zusammengeführt.

Um die bei der Regression entstehenden Ungenauigkeiten zu kompensieren, ist es im Sinne einer statistischen Robustheit notwendig, eine hohe Zahl an Partikeln zu berücksichtigen. Diese sollen außerdem eine breite Palette der möglichen Parameterausprägungen annehmen. Daher kommt es für diesen Zweck bei der Probenahme weniger darauf an, dass im Sinne einer repräsentativen Probenahme alle Fraktionen in den richtigen Anteilen ausgewählt werden, sondern dass alle vorkommenden Ausprägungen in breiter Abdeckung berücksichtigt werden. Abschließend werden alle gewonnenen Daten in einer Datenbank zusammengeführt.

3 UMSETZUNG DER METHODIK IM REWASTE4.0-PROJEKT

3.1 Konkrete Datengewinnung und -speicherung im ReWaste4.0-Projekt

Um eine möglichst breite Abdeckung verschiedener Partikelgrößen und -formen zu erreichen, werden im ReWaste4.0-Projekt drei verschiedene Materialgrößen untersucht. Dabei handelt es sich um Main-Burner-Material (< 30 mm), Kalzinator-Material (80 mm > x > 30 mm) sowie um grob vorzerkleinertes Input-Material (> 80 mm). In einem ersten Schritt wurden ca. 15.500 Partikel an Main-Burner-Material untersucht und zwar aufgeteilt auf die 8 Materialfraktionen Papier/Pappe/Karton (PPK), Holz, Getränkeverbundkarton (GVP) sowie den Kunststofftypen PE, PP, PS (inkl. EPS), PET und PVC. Von nahezu allen Partikeln liegen Daten zur gewogenen Masse vor. Die Anzahl der mittels Digitalfoto und Matlab-Code ermittelten Daten zur Fläche ist geringer (ca. 12.100 Partikel), da die Matlab-Auswertung systembedingt bei einigen Partikelformen sowie bei geringem Kontrast des Partikels zum Untergrund falsche Werte errechnet. Von den Brennstoffparametern liegen hingegen nur stark aggregierte Werte vor, nämlich von jeder Materialfraktion fünf Werte. Daher wird bei den Brennstoffparametern das arithmetisches Mittel der fünf Werte verwendet und für die Berechnung des Gesamtwertes die einzelnen Beiträge der Materialfraktionen zusammengefasst. Etwa ein Viertel der gewonnenen Partikel (3.865 Stück) wurden auch mit einem NIR-Sensor analysiert.

Sämtliche gewonnenen Daten wurden in einer gemeinsamen Datei / Datenbank zusammengeführt. Um möglichst komfortabel statistische Auswertungen sowie eine Regressionsanalyse durchführen zu können, erfolgte die Speicherung in einer SPSS-Datei.

3.2 Mögliche Reduktion der zu erhebenden Daten

Die Untersuchung der sehr hohen Anzahl von ca. 15.500 Partikeln, die im Rahmen des ReWaste4.0-Projektes gewonnenen wurden, stellt einen enormen Arbeitsaufwand dar. Es stellt sich die Frage, ob dasselbe Ergebnis nicht auch mit einer geringeren Auswahl an Partikeln hätte erreicht werden können. So wurde zum Beispiel in der Arbeit von Krämer (2017) nur eine Anzahl von ca. 3.200 Partikeln betrachtet. Daher wurde für den für die Regression relevanten Parameter des Flächengewichtes untersucht, nach wie vielen Partikeln der aktuelle Wert in einem Intervall um das tatsächliche arithmetische Mittel verbleibt. Als Breite des Intervalls wurden die beiden Werte ±5 % und ±10 % betrachtet (siehe Abb. 2). Die Reihenfolge der Flächengewichtsdaten entspricht dabei der Reihenfolge, in dem die Partikel gewonnen wurden.



Abb. 2: Annäherung des tatsächlichen Flächengewichtes (gesamt) an das arithmetische Mittel.

Der Mittelwert des Flächengewichts aller 12.084 betrachteten Partikel liegt bei 0,080 g/mm². Das tatsächliche Flächengewicht verbleibt im 10 %-Intervall um den Mittelwert ab Partikel Nr. 5496 und im 5 %-Intervall erst ab Partikel Nr. 11.376.

Betrachtet man diese Fragestellung getrennt für die einzelnen Materialfraktionen zeigen sich große Unterschiede. Die Extrembeispiele PET und PVC werden in Abb. 3 und in Abb. 4 dargestellt. Während das Flächengewicht bei PET sehr früh zumindest im 10 %-Intervall verbleibt (ab Partikel Nr. 110 von 1.380 Partikeln), tritt das Flächengewicht von PVC erst sehr spät in die beiden Intervalle ein (10 %-Intervall ab Partikel Nr. 1.469 von 1.560 Partikeln)

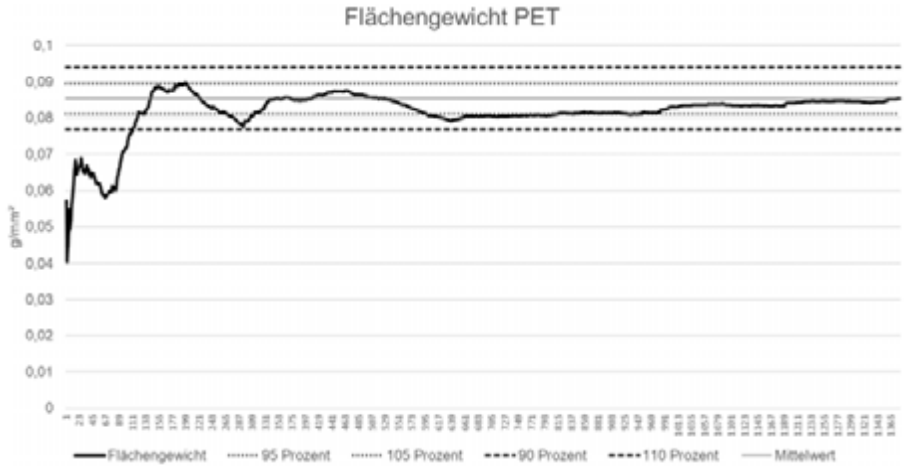


Abb. 3: Annäherung des tatsächlichen Flächengewichtes (PET) an das arithmetische Mittel.

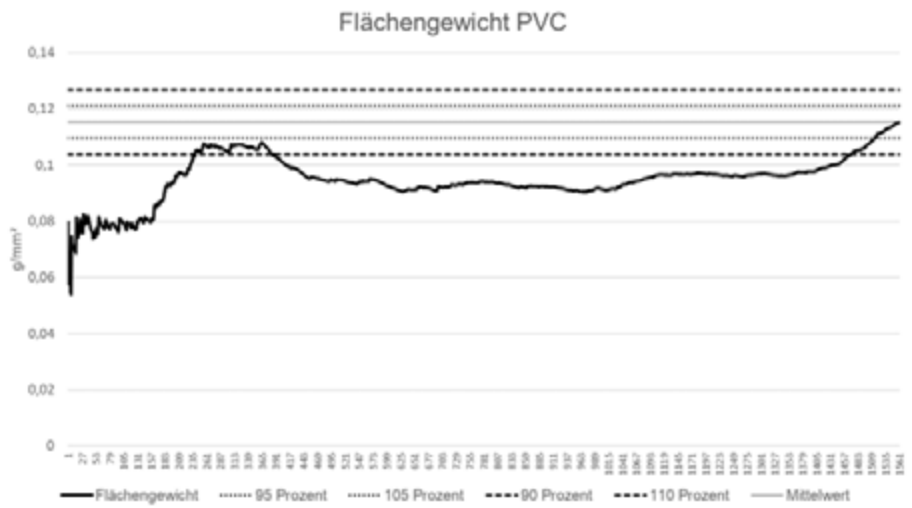


Abb. 4: Annäherung des tatsächlichen Flächengewichtes (PVC) an das arithmetische Mittel.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Für die Echtzeitanalytik von Abfällen mittels Nahinfrarot-Spektroskopie ist eine Regressionsanalyse erforderlich, die den Zusammenhang mit den benötigten Brennstoffparametern darstellt. Um die Ungenauigkeiten bei Probenbehandlung und Parametermessung zu kompensieren, wird mit hohen Partikelzahlen gearbeitet. Im Rahmen des ReWaste4.0-Projektes wurden in einem ersten Schritt ca. 15.500 Partikel Main-Burner-Material gewonnen. Aus diesen wurden ca. 12.100 Daten zu Flächengewichten generiert. Außerdem wurden ca. 3.900 Partikel einer Sensoranalyse unterzogen. Hinsichtlich der Brennstoffparameter konnten aus Effizienzgründen nur aggregierte Proben analysiert werden. Alle gewonnenen Daten wurden in einer SPSS-Datei für die weitere statistische Auswertung und Analyse zusammengeführt.

Eine Auswertung, ob dieselben Ergebnisse mit weniger Partikeln hätten erzielt werden können, ergab, dass bei einem Intervall von ±10 % etwa ein Drittel der Probenmenge ausreichend gewesen wäre. Betrachtet man diese Fragestellung für die einzelnen Materialfraktionen, ergeben sich allerdings stark unterschiedliche Ergebnisse.

Um die statistische Basis weiter zu verbreitern und auch größere Abfallpartikel zu berücksichtigen, werden in den nächsten Schritten noch Proben von Kalzinator-Material (80 mm > x > 30 mm) sowie grob vorzerkleinertem Input-Material (> 80 mm) untersucht. Je größer die Partikel werden, desto höher wird der Einfluss der dritten Dimension. Zur Verbesserung der statistischen Robustheit werden pro Probe mehr Partikel untersucht. Statt 800 Partikel wie bei Main-Burner-Material, werden 1.200 Partikel für Kalzinator-Material bzw. 1.600 für Partikel Input-Material verwendet.

LITERATUR

Flamme, S., Hams, S., Zorn, M. (2018) *Sensortechnologien in der Kreislaufwirtschaft*. In: Pomberger et al. [Hrsg.], Konferenzband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz, Leoben.

Kessler, R.W. (2006) *Schwingungsspektroskopie: NIR- und IR-Spektroskopie*. In: Kessler R.W. [Hrsg.]: *Prozessanalytik*. Wiley-VCH-Verlag, Weinheim, 2006.

Krämer, P. (2017) *Entwicklung von Berechnungsmodellen zur Ermittlung relevanter Einflussgrößen auf die Genauigkeit von Systemen zur nahinfrarotgestützten Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen*. Dissertation, Aachen.

Obermaier, R. (2016) *Industrie 4.0 als unternehmerische Gestaltungsaufgabe: Strategische und operative Handlungsfelder für Industriebetriebe*. Springer DOI https://doi.org/10.1007/978-3-658-08165-2_1.

Sarc, R, Curtis, A., Kandlbauer, L., Khodier, K., Lorber, K.E., Pomberger, R. (2019) *Digitalisation and intelligent robotics in value chain of circular economy oriented waste management – A review*. Waste Management 95 (2019), 476-492.

Sudhaus, M. (2018) *Stand und Perspektiven für gütegesicherte Sekundärbrennstoffe (SBS®)*. Vortrag im Rahmen des 30. Kasseler Abfall- und Ressourcenforum, Kassel, 10.-12. April 2018.

Vrancken, C., Longhurst, P.J., Wagland, S.T. (2017) *Critical review of real-time methods for solid waste characterisation: Informing material recovery and fuel production*. Waste management (New York, N.Y.) 61, 40–57.

Weißenbach, T., Pomberger, R., Sarc, R. (2019) *Composition of mixed commercial waste with focus on recyclable fractions*. 7th International Conference on Sustainable Solid Waste Management, Heraklion – Greece.

Langzeituntersuchung zur stoffstromspezifischen Kalibrierung eines nahinfrarotgestützten Echtzeitanalyse-Systems

M. Kölking & S. Flamme
Institut für Infrastruktur • Wasser • Ressourcen • Umwelt, Münster, Deutschland

T. Glorius
REMONDIS GmbH & Co. KG, Region Rheinland, Erftstadt, Deutschland

S. Mayer
TOMRA Sorting GmbH, Mülheim-Kärlich, Deutschland

KURZFASSUNG: Auf Nahinfrarotspektroskopie basierende Echtzeitanalyse-Verfahren ermöglichen ein kontinuierliches Monitoring von Ersatzbrennstoff-Qualitäten. Für eine möglichst präzise Bestimmung der qualitätsrelevanten Parameter (z. B. Chlorgehalt, Heizwert) ist dabei eine stoffstromspezifische Kalibrierung bzw. Anpassung des Messsystems auf den zu analysierenden Stoffstrom notwendig. Im Rahmen von Langzeituntersuchungen in einer SBS®-Produktionsanlage wurden hierzu über einen Zeitraum von etwa einem Jahr sensorbasierte Echtzeitanalysedaten erhoben und mit den Laboranalysenwerten der Eigenüberwachung nach RAL-GZ 724 abgeglichen. Auf Basis der vorliegenden Vergleichswerte wurden verschiedene methodische Ansätze zur Kalibrierung entwickelt und getestet. Die hierbei gewonnenen Erkenntnisse werden aktuell u. a. bei der Erarbeitung eines Norm-Entwurfs zur Standardisierung des Verfahrens sowie für F&E-Arbeiten im strategischen EU-Projekt „ReWaste 4.0“ (Teilprojekt: Online/Ontime-Charakterisierung von gemischten Abfällen) genutzt.

1 EINLEITUNG

Angesichts steigender Primärenergiekosten und vor dem Hintergrund der formulierten Klima- und Ressourcenschutzziele hat sich die energetische Verwertung von Ersatzbrennstoffen (EBS) etabliert. Durch eine energieeffiziente Nutzung von EBS, wie z. B. in der Zementindustrie (u. a. als SBS®) oder in speziell dafür ausgelegten Monoverbrennungsanlagen (als heizwertreiche Fraktion), können natürliche Ressourcen geschont und Kosten für Primärenergieträger eingespart werden. Zugleich trägt der Einsatz von EBS aufgrund des in der Regel hohen Anteils an biogenem Kohlenstoff zur globalen CO_2-Minderung bei (Glorius 2012).

2 STAND DER TECHNIK

Zu den größten Herausforderungen zählt es, aus heterogen Abfallgemischen Brennstoffe mit einer möglichst gleichbleibenden Qualität zu produzieren (Flamme 2006). Diese ist für eine effiziente Nutzung maßgeblich, wodurch der Qualitätssicherung eine große Bedeutung zukommt. Die Anforderungen an die Ersatzbrennstoffe ergeben sich sowohl aus genehmigungsrechtlichen Vorgaben der zuständigen Behörde als auch aus den verfahrenstechnischen Anforderungen der jeweiligen Verwertungsanlage (Krämer 2017). Eine Überprüfung der Brennstoffqualität erfolgt derzeit überwiegend durch chemisch-physikalische Laboranalysen. Da die Ergebnisse i. d. R. mit einer zeitlichen Verzögerung (von bis zu zwei Wochen) vorliegen, können EBS-Produzenten und –Verwerter nicht direkt auf kurzfristige Qualitätsveränderungen (z.

B. erhöhter Chlorgehalt) reagieren. Umfangreiche Untersuchungen mit Ersatzbrennstoffen aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen und Aufbereitungstiefen haben gezeigt, dass mithilfe von nahinfrarotgestützten (NIR) Echtzeitanalysesystemen die Brennstoffqualität sensorbasiert und kontinuierlich bestimmt werden kann (Krämer et al. 2015), (Glorius et al. 2013), (Nowak et al. 2013). Das Messprinzip basiert dabei auf einer automatischen Materialerkennung und gleichzeitiger Flächenbestimmung. In Kombination mit empirisch erhobenen Daten, die im System hinterlegt sind (u. a. stoffgruppenspezifische Flächengewichte und mittlere Stoffkonzentrationen) können so z. B. der Gesamtchlorgehalt oder der Heizwert in Echtzeit berechnet und ausgegeben werden. Das bietet u. a. den Vorteil einer fortlaufenden Stoffstromüberwachung, die eine direkte Prozesskontrolle und Prozesssteuerung ermöglicht (Krämer & Flamme 2014).
Aufgrund physikalischer Rahmenbedingungen können Echtzeitanalysesysteme ebenfalls Messunsicherheiten aufweisen. Die Genauigkeit der Analyse kann dabei z. B. durch folgende Faktoren beeinflusst werden (Krämer et al. 2015):

- nicht repräsentative Erwartungswerte (Flächengewichte und Konzentrationen),
- falsch angepasste Regressionsgleichungen zur Wassergehaltsbestimmung,
- nicht detektierbare Materialien (z. B. sehr dunkle, schwarze und transparente Partikel),
- fehlidentifizierte Stoffgruppen und
- Fehler bei der Flächenerkennung.

Wie bisherige Untersuchungen aufgezeigt haben, können die dadurch hervorgerufenen (systematischen) Messabweichungen durch eine Kalibrierung der Systemsoftware minimiert werden (Krämer et al. 2016), (Krämer et al. 2015), (Glorius et al. 2013). Inwiefern die Kalibrierung auch über einen längeren Zeitraum die Reliabilität des Verfahrens gewährleistet, konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht überprüft werden. Um dahingehend umfassendere Kenntnisse über notwendige Kalibrierhäufigkeiten und –intervalle zu gewinnen, wurde in einer Produktionsanlage für gütegesicherte Sekundärbrennstoffe (SBS®) eine entsprechende Langzeituntersuchung mit einem nahinfrarotgestützten Echtzeitanalysesystem der Fa. TOMRA Sorting durchgeführt.

3 DURCHFÜHRUNG EINER LANGZEITUNTERSUCHUNG

Die Messstelle des Echtzeitanalysesystems befand sich unmittelbar hinter der letzten Aufbereitungsstufe über dem Austragsband. Dort wurden über einen Zeitraum von insgesamt 13 Monaten kontinuierlich sensorbasierte Messwerte zu den brennstoffcharakterisierenden Parametern Brennwert, Heizwert, Wassergehalt und Chlorgehalt erhoben. Untersucht wurde ein endkonfektionierter SBS®-Stoffstrom (Korngröße < 30 mm), der sich aus Hausmüll, Sperrmüll und zu einem geringen Anteil aus produktionsspezifischen Abfällen zusammensetzt. Parallel zur NIR-Messung wurden zwecks Eigenüberwachung der Brennstoffqualität nach RAL-GZ 724 (RAL 2012) regelmäßig Proben entnommen und chemisch-physikalisch auf die o. g. Parameter im Labor analysiert. Eine Laborprobe (Mischprobe aus 25 Einzelproben) repräsentierte dabei eine Produktionscharge von 500 Mg, die i. d. R. jeweils einen Produktionszeitraum von mehreren Tagen darstellte. Die entsprechenden Prüfberichte mit den Analysenergebnissen wurden für den Abgleich der generierten NIR-Messwerte (Mittelwerte aus i. d. R. mehreren tausend Messdaten) verwendet. Insgesamt lagen demnach Analysedaten für 84 aufeinanderfolgenden Produktionschargen vor, was einer untersuchten Gesamtmenge von etwa 42.000 Mg entspricht.

4 ABGLEICH DER ECHTZEIT- UND LABORANALYSENWERTE

Zur Bewertung der parameterspezifischen Messabweichungen des Echtzeitanalysesystems wurde eine Fehlergrenze von ± 10 % festgelegt. Diese max. zulässige Abweichung zwischen der Echtzeit- und Laboranalyse wurde im Rahmen einer nicht repräsentativen Befragung von Herstellern und Verwertung von Ersatzbrennstoffen ermittelt (Krämer 2011). Die über den gesamten Untersuchungszeitraum von 13 Monaten berechneten Abweichungen zeigen, dass der Wassergehalt mit ca. 15 %, der Brennwert mit ca. 30 % sowie der Heizwert mit ca. 25 % durch das Echtzeitanalysesystem systematisch überbestimmt wurden (s. Tab. 1). Dagegen wurde der Chlorgehalt mit einer mittleren Abweichung von ca. – 35 % systematisch unterbestimmt.

Tab. 1: Relative Messabweichungen zwischen Echtzeit- und Laboranalyse über einen Zeitraum von ca. 13 Monaten (für n=84 Produktionschargen).

	Wassergehalt	Chlorgehalt	Brennwert	Heizwert
Minimum	- 14,6 %	- 60,1 %	13,5 %	1,1 %
Median	8,6 %	- 34,8 %	29,5 %	25,4 %
Mittelwert	16,4 %	33,4 %	30,7 %	25,8 %
Maximum	85,6 %	- 10,0 %	64,1 %	56,4 %
NIR-Messwerte außerhalb der ± 10 %-Fehlerschranke	48,8 %	98,8 %	100 %	85,7 %

Bei differenzierter Betrachtung der einzelnen Produktionschargen konnte darüber hinaus festgestellt werden, dass die max. zulässige Messabweichung von ± 10 % bei fast allen Parametern überschritten wurde. Einzig der gemessene Wassergehalt wies bei etwa der Hälfte der betrachteten Chargen eine Abweichung < 10 % vom Laborwert auf. Um die Abweichungen durch entsprechende Anpassungen (z. B. Korrekturfaktoren) zu verringern, wurden verschiedene methodische Ansätze getestet und deren Auswirkungen bewertet. Die Ergebnisse sind im Folgenden exemplarisch für die Parameter Brennwert und Chlorgehalt dargestellt.

5 ENTWICKLUNG EINER METHODIK ZUR SYSTEM-KALIBRIERUNG

5.1 Initiale Kalibrierung

Zunächst wurde der Effekt einer initialen Kalibrierung untersucht. Diese erfolgte auf Grundlage der von den ersten fünf Produktionschargen vorliegenden Analysenwerte (Echtzeit- und Laboranalyse), anhand derer parameterspezifische Korrekturfaktoren berechnet und auf die ursprünglichen NIR-Messdaten angewendet wurden. Anschließend erfolgte ein erneuter Abgleich mit den Laborwerten. Wie die Ergebnisse der zweiten Abweichungsanalyse mit den korrigierten Messdaten in Tab. 2 belegen, konnte die Genauigkeit des Echtzeitanalysesystems bereits durch die initiale Kalibrierung deutlich verbessert werden.

Tab. 2: Relative Messabweichungen zwischen Echtzeit- und Laboranalyse bei den Parametern Brennwert und Chlorgehalt nach initialer Kalibrierung (für n=79 Produktionszeiträume).

	Chlorgehalt	Brennwert
Minimum	- 39,8 %	- 18,8 %
Median	- 1,6 %	- 7,3 %
Mittelwert	0,5 %	- 6,5 %
Maximum	35,8 %	17,4 %
NIR-Messwerte außerhalb der ± 10 %-Fehlerschranke	52,4 %	35,7 %

Demnach liegen beim Parameter Brennwert noch ca. 35 % der NIR-Messwerte außerhalb der Fehlergrenze von ± 10 %, wobei alle Werte die ± 20 %-Fehlergrenze nicht

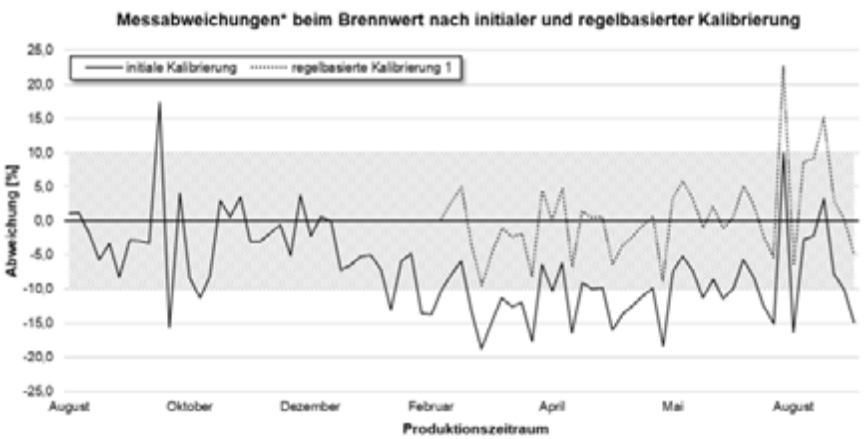
über- bzw. unterschreiten. Insgesamt hat sich die mittlere Abweichung von ca. 30 % auf ca. – 5 % reduziert. Beim Chlorgehalt hat sich der Anteil an Echtzeitanalysenwerte, die innerhalb eines Produktionszeitraumes um mehr als 10 % vom Laborwert abweichen, auf ca. 50 % halbiert. Die maximalen Abweichungen variieren hier zwischen – 40 % und 35 %. Bei weiteren Berechnungen zeigte sich ebenfalls, dass durch eine Erhöhung der Anzahl der Analysenwerte, auf deren Grundlage die Kalibrierung erfolgte, keine besseren Ergebnisse erzielt werden können. So überschreiten beispielsweise bei Berücksichtigung der ersten zehn Werte ca. 55 % der Chlor-Messwerte die Fehlergrenze von ± 10 %, was einer Verschlechterung um fast 20 %-Punkte entspricht.

5.2 Fortlaufende regelbasierte Kalibrierung

Die unterschiedlichen Trendverläufe bei den Abweichungen (siehe Abb. 1 und Abb. 2) deuten darauf hin, dass zur Sicherstellung möglichst hoher Messgenauigkeiten auch nach der initialen Kalibrierung fortlaufende Abweichungsanalysen und bedarfsbedingte Anpassungen notwendig sind. Da Überschreitungen der definierten Fehlergrenze potenziell auch durch Ausreißer bei den Laborwerten hervorgerufen werden können (insbesondere bei der Chloranalytik), wurde eine entsprechende Kalibrierregel abgeleitet und mithilfe der vorliegenden Datensätze getestet:

„Sobald zwei aufeinanderfolgende Werte die definierte Fehlergrenze (von ± 10 %) einseitig überschreiten, erfolgt eine weitere Kalibrierung des Systems auf Basis der letzten fünf Vergleichswerte."

Wie anhand der Abb. 1 zu erkennen ist, war beim Brennwert nach einer initialen Kalibrierung im hier betrachteten Zeitraum eine weitere Anpassung nach etwa einem halben Jahr ausreichend, um hinreichend genaue Ergebnisse zu erzielen.



** zwischen Echtzeit- und Laboranalysenwerten (je n=79); Laboranalysenwerte jeweils über 5 Werte geglättet (gleitender Mittelwert)*

Abb. 1: Verlauf der relativen Messabweichungen beim Brennwert nach initialer und regelbasierter Kalibrierung.

Beim Chlorgehalt wurde aufgrund der vergleichsweise hohen Schwankungsbreite bei den Laborwerten eine Kalibrierung anhand des gleitenden Mittelwertes (über fünf Laborwerte) durchgeführt (siehe Abb. 2). Im Gegensatz zum Brennwert musste hier häufiger regelbasiert kalibriert werden.



Abb. 2: Verlauf der relativen Messabweichungen beim Chlorgehalt nach initialer und regelbasierter Kalibrierung.

Der Trend der Abweichungen nach der initialen Kalibrierung lässt sich vermutlich auf saisonale Schwankungen (z. B. bei der Zusammensetzung des Aufgabematerials im Anlageninput) zurückführen. Dahingehend wurden gemäß der oben beschriebenen Kalibrierregel drei weitere regelbasierte Korrekturen (Anfang Dezember, Ende März und Ende April) auf Basis der letzten fünf Laborwerte durchgeführt. Die Notwendigkeit der im Vergleich zum Brennwert kürzeren Kalibrierintervalle kann darüber hinaus vermutlich auch auf schwankende Chloridgehalte (anorganisch gebundenes Chlor) im Stoffstrom zurückzuführen sein. Chloride sind mit dem Echtzeitanalysesystem nicht messbar (Glorius et al. 2013), werden im Berechnungsalgorithmus jedoch als „Grundrauschen" statistisch berücksichtigt. Insgesamt konnten die Abweichungen zwischen den Echtzeit- und Laboranalysenwerten durch die Kombination initialer und regelbasierter Kalibrierungen deutlich reduziert werden (s. Tab. 3). Beim Chlorgehalt verringert sich die Anzahl der sich außerhalb der Fehlergrenze von ± 10 % liegenden Messwerte von 98 % auf 16 %, beim Brennwert von 100 % auf 10 %.

Tab. 3: Relative Messabweichungen zwischen Echtzeit- und Laboranalyse bei den Parametern Brennwert und Chlorgehalt nach initialer und regelbasierter Kalibrierung.

	Chlorgehalt (n=74)	Brennwert (n=79)
Anzahl regelbasierter Korrekturen	3	1
Minimum	- 14,2 %	- 15,6 %
Median	0,7 %	- 1,8 %
Mittelwert	0,7 %	- 1,4 %
Maximum	18,1 %	22,7 %
NIR-Messwerte außerhalb der ± 10 %-Fehlerschranke	16,0 %	10,1 %

6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Ergebnisse der in diesem Beitrag vorgestellten Langzeituntersuchungen zeigen, dass neben einer initialen Kalibrierung des Echtzeitanalysesystem weitere Anpassungen im Verlauf eines Jahres notwendig waren, um saisonal auftretende Abweichungstrends bei den gemessenen Brennwerten und Chlorgehalten auszugleichen. So konnten Messwerte generiert werden, die bei etwa 85 – 90 % der betrachteten 500 Mg-Produktionschargen näherungsweise den Laborwerten entsprechen. Das Echtzeitanalyse-Verfahren stellt in Kombination mit einer regelkonformen Kalibrierung somit

eine sinnvolle Ergänzung zur etablierten Qualitätssicherung von SBS® dar. Gegenüber der Laboranalytik weist es zusätzlich den wesentlichen Vorteil auf, dass SBS®-Produzenten und -Verwerter, die über ein solches System verfügen, unmittelbar auf temporäre Qualitätsveränderungen (z. B. Anstieg des Chlorgehaltes) reagieren können. In diesem Zusammenhang sollen zukünftig auch die Möglichkeiten zur Prozesssteuerung näher untersucht werden. Fokussiert wird dabei die Entwicklung einer automatischen und intelligenten Steuerung der Verfahrenstechnik in Abhängigkeit vorzugebener Grenzwerte. Dadurch ließe sich zum einen ein steigender Einsatz von SBS® in Verwertungsanlagen erzielen und zum anderen die Anzahl qualitätsbedingter Anlagenausfälle verringern. Bei der Herstellung soll die Aufbereitung dabei soweit automatisiert werden, dass langfristig eine ressourceneffiziente und auf den Verwertungsprozess angepasste Produktion möglich ist. Aktuell erarbeitet das IWARU in Kooperation mit der TOMRA Sorting GmbH und der REMONDIS GmbH & Co. KG im Rahmen des von der Uni Stuttgart geleiteten EU-Projektes „NuCA“ einen Normentwurf zur Standardisierung des Echtzeitanalyse-Verfahrens für die Parameter Chlor, Brennwert, Wassergehalt und Heizwert. Der Normentwurf soll zunächst auf nationaler (Deutsches Institut für Normung e. V.) und langfristig auch auf internationaler Ebene (EN / ISO) eingebracht werden.

LITERATUR

Flamme, S. (2006) *Qualitätssicherung in Aufbereitungsanlagen zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen*. In: Thomé-Kozmiensky K.-J.; Beckmann M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 1, TK Verlag, Neuruppin, ISBN: 978-3-935317-24-5

Glorius, T. (2012) *Produktion und Einsatz von gütegesicherten Sekundärbrennstoffen – Entwicklungen und Perspektiven*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 9, TK Verlag, Neuruppin, ISBN: 978-3-935317-78-8

Glorius, T., Schubert, S., Gehrmann, J., Maier, J. (2013) *Bedeutung der Qualitätssicherung für Solid Recovered Fuels am Beispiel des EU-Projektes RECOMBIO*. In: Flamme et al. (Hrsg.): Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 15, Münster, ISBN: 978-3-9811142-3-2

Krämer, P. (2011) *Analyse des relevanten Markt- und Wettbewerbsumfeldes für die Weiterentwicklung und Einführung einer nahinfrarotgestützten Echtzeitanalytik für Ersatzbrennstoffe*. Masterthesis an der FH Münster (unveröffentlicht)

Krämer, P. (2017) *Entwicklung von Berechnungsmodellen zur Ermittlung relevanter Einflussgrößen auf die Genauigkeit von Systemen zur nahinfrarotgestützten Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen*. Dissertation, Pretz, T., Quicker, P., Wotruba, H. (Hrsg.): Schriftenreihe zur Aufbereitung und Veredelung, Band 66, Shaker Verlag, Aachen, ISBN: 978-3-8440-5459-0

Krämer, P., Flamme, S. (2014) *Nahinfrarotgestützte Echtzeit-Analytik für Ersatzbrennstoffe – Hintergründe, Grundlagen und Definitionen*. In: DGAW – Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. (Hrsg.): Tagungsband zum 4. Wissenschaftskongress Abfall und Ressourcenwirtschaft, Wissenschaftsverlag Putbus, ISBN: 978-3-98111424-9

Krämer, P., Flamme, S., Kölking, M. (2015) *Nahinfrarotgestützte Echtzeitanalytik für Ersatzbrennstoffe – Durchführung einer Systemanalyse im großtechnischen Maßstab*. In: Flamme et al. (Hrsg.): Tagungsband der 14. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 16, Münster, ISBN: 978-3-9811142-5-6

Krämer, P., Flamme, S., Schubert, S., Gehrmann, H.-J., Glorius, T. (2016) *Entwicklungen zur Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 13, TK Verlag, Neuruppin, ISBN: 978-3-944310-24-4

Nowak, P., Gehrmann, H.-J., Seifert, H., Schubert, S., Glorius, T., Pfrang-Stotz, G., Paur H.-R. (2013) *Energetische Nutzung von Solid Recovered Fuels mit Holzhackschnitzeln in einer Rostfeuerung*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 10, TK Verlag, Neuruppin, ISBN: 978-3-935317-92-4

RAL (2012) *Sekundärbrennstoffe – Gütesicherung RAL-GZ 724*. RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V. (Hrsg.), Sankt Augustin, 2012, Beuth-Verlag, Berlin

Combining laser cleaning and LIBS: fast and precise recycling of metal alloys

M. Chao, J.U. Günther, A. Ashan & C. Bohling
Secopta analytics GmbH, Research and development, Teltow, Germany

ABSTRACT: The usage of secondary materials in metal production enables a significant saving of required energy and emitted CO_2, However, to produce high-quality metal alloys the purity of the recycled fractions is very important. Any contamination with unwanted elements can spoil the melt and in worst case it must be discarded. The high demands on the purity of the secondary materials require precise methods for analysing the composition of waste materials (scrap metals, mixed alloys). Based on the analysis results this material can be sorted into fractions with tight composition specifications. Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) provides a fast, multi-element analysis with no sample preparation and is ideal for sorting applications [4,5]. However, LIBS is a surface sensitive analysis method. Any contaminations (e.g. paintings, dirt, rust) can influence the analysis accuracy. With the combination of laser cleaning (pre-ablation) and LIBS all alloying elements (e.g. Si, Mg, Mn, Fe, Cu, etc. in aluminium and Cr, Ni, Cu, Si, Mn, Mo etc. in steel) are analysed quantitatively even at conveyor belt speeds up to 2 m/s. With a new modified system Secopta has achieved enhanced pre-ablation capabilities allowing the removal of thicker contamination layers. With this system it is possible to get precise LIBS analysis results even for scraps with thick coatings, rust or oxide layers. The paper will be focused on the comparison of the standard pre-ablation and the deeper pre-ablation and their analysis quality in dependency of the layer thickness of different coated materials.

1 INTRODUCTION

In respect of a limited amount of raw material, costs, CO_2 and waste reduction, high precision metal recycling is getting more and more important these days. For example, using secondary metal instead of primary reduces the required energy (saving 90–95 % for aluminium and 15 % for steel) and the carbon dioxide production (saving 90–95 % for aluminium and 55 % for steel) [Grimes et al. 2008]. In Germany 2017 the percentage of secondary material used for the respective production was 58 % for aluminium and 44 % for steel [BGR 2018]. Contaminations of the melt with unwanted or outright detrimental elements (e.g. C, S, P, Cu or Pb in steel, Cr or Ni in low-alloy steels, Li in aluminium and so forth) are a huge liability toward the ‘‘alloy-to-alloy’’ recycling goal and essentially the only option in this case, is either costly dilution with clean raw materials, downgrading or worst case scenario discarding. Metal recycling without downgrading requires a much higher purity of secondary raw material which can be achieved by precise sorting of the waste material (scrap, mixed alloys) in different classes. Nowadays laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS).is the only technology which can separate the aluminium wrought classes 5.xxx and 6.xxx. The amount of this kind of alloys in the scrap mixture has increased in the last few years due to lightweight design with aluminium sheets and extrusions in the automobile sector. LIBS provides a precise, real-time analysis and the principle is described in more detail in the following section. Since LIBS measures only the surface of the material improvement needs to be done in terms of increased

depth analysis capabilities by reducing the influence of contaminants on the surface as well as increasing the analysis accuracy of the results.

2 LASER-INDUCED BREAKDOWN SPECTROSCOPY

Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) is an atomic emission spectroscopic method, where a pulsed laser is focused on the sample surface. Because of the high intensity of the laser pulse, a small amount of the sample surface is first melted, then vaporized and transferred into a plasma. During the cooling process of the plasma it emits characteristic light depending on the elemental composition of the sample. This light is detected by a spectrometer and an atomic emission spectrum is obtained where qualitative information are derived from the peak location and quantitative information from the peak height (see Fig. 1) [Miziolek et al. 2006]. LIBS is a contact-free method and provides a real-time multi-element analysis with no sample preparation. In principle LIBS covers the whole range of elements from the periodic table and depends only on the detection limit. Another advantage of LIBS is that the samples can be measured in all kinds of shapes and aggregate states [Cremers & Radziemski 2003].

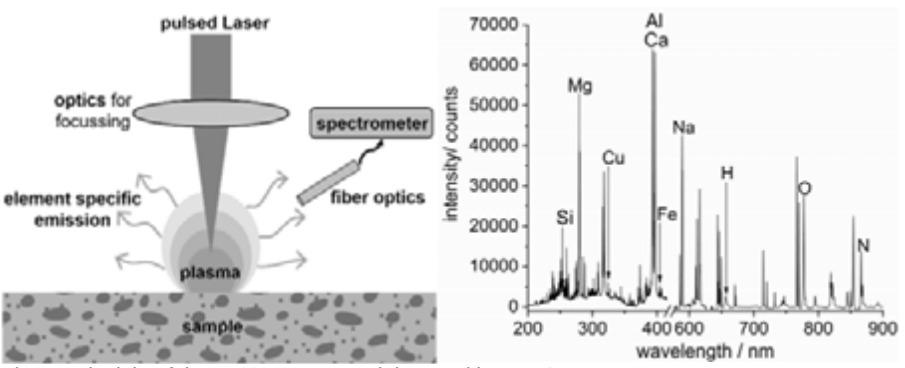


Fig. 1: Principle of the LIBS process and the resulting LIBS spectrum.

2.1 LIBS-Setup

One challenge of sorting scraps on a conveyer belt are their different shapes and heights. Therefore, the LIBS sensor from Secopta, called MopaLIBS, has a distance sensor which allows a dynamic focusing for an optimal laser alignment in a range of 140 mm. As shown in Fig. 2 the sample first passes the distance sensor, where a laser continuously scans the surface of the approaching material. The laser light is reflected in a specific angle by the sample surface which correlates with the sample height. With the known sample height profile an optimal laser alignment on the sample surface is assured which provides good spectral data and allows to quantify even minor components [Jochum et al. 2019].

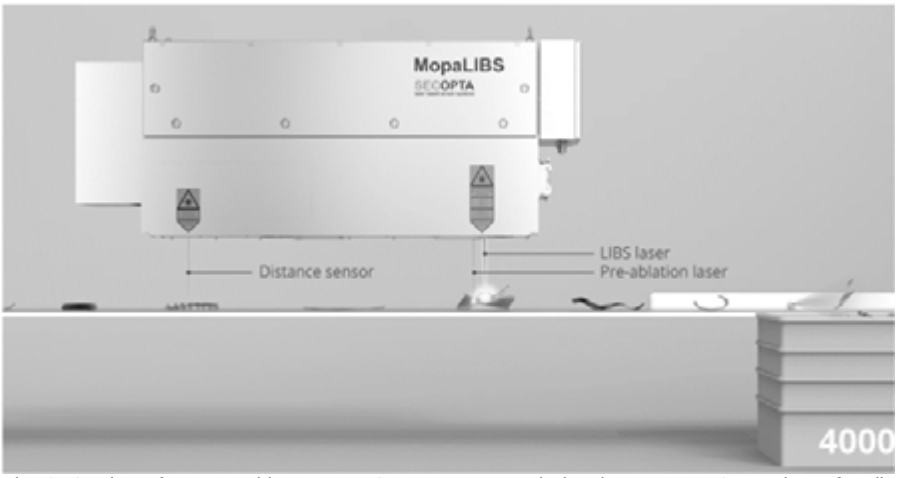


Fig. 2: Sorting of scraps with MopaLIBS on a conveyer belt. The MopaLIBS consists of a distance sensor, a pre-ablation laser and a LIBS laser.

2.2 Pre-Ablation Modes

Commonly the surface of the scraps is contaminated or consist of a thin coating which makes a cleaning step for a precise analysis necessary. Thus, beside the LIBS laser, the MopaLIBS consist of an additional laser. This laser (pre-ablation laser) is used for cleaning the sample surface while it digs a trail of a few micrometre in the material. Afterwards the second laser (LIBS laser) is used for the material analysis (see Fig. 3).

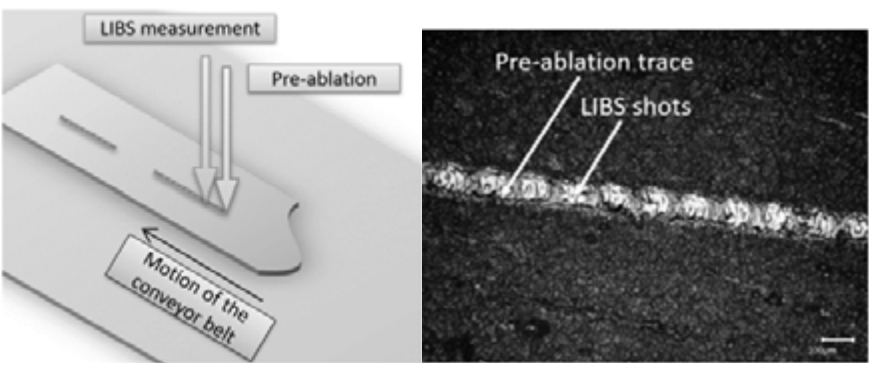


Fig. 3: Scheme of the pre-ablation process. The contaminated layers of the sample surface are removed by the pre-ablation laser. Afterwards the LIBS laser can analyse the clean material.

2.3 Comparison of non, standard and deep pre-ablation

For the comparison of the three different LIBS measurement modes non pre-ablation (non-PA), standard pre-ablation (PA) and deep pre-ablation (D-PA) real steel samples with different thickness of rust or oxide layer were examined (see Fig. 4). The samples are high-alloyed steels and the main element are Fe, Cr and Ni. Furthermore, the samples consist of different mixtures of minor elements like C, Mn and Mo, which cause different physical and chemical properties. For instance, SUS304 (X5CrNi18-10) is a stainless, austenite steel with a low C content and is used for application with very low temperature near absolute zero. SUS316 (X5CrNiMo17-12-2)

is also a Cr-Ni-based steel like the other samples but has Mo added and is used as pipe material for drinking water pipelines.



Fig. 4: Picture of the four steel samples (SUS304, SUS309, SUS310 and SUS316) with different thickness of rust or oxide layer. For each sample a subarea was polished for analyses with spark atomic emission spectroscopy.

To compare the received LIBS results, the samples were also analysed with spark atomic emission spectroscopy and the reference values for some elements are shown in Tab. 1.

Tab. 1: Elemental concentrations of the four steel samples obtained with spark atomic emission spectroscopy.

	Ni / wt.%	Cr / wt.%	Fe / wt.%	C / wt.%	Cu / wt.%	Mn / wt.%	Mo / wt.%
SUS304	7.68	18.17	70.50	0.64	0.35	0.94	0.28
SUS309	12.85	24.45	57.67	1.17	0.13	0.80	0.12
SUS310	18.28	26.17	50.44	0.92	0.07	0.52	0.07
SUS316	11.46	17.92	66.30	0.08	0.31	0.84	1.81

Fig. 5 shows a recorded LIBS spectrum of a steel sample and some atomic lines from Ni and Cr, which are used for the analysis. The samples were measured with a conveyer belt speed of 2 m/s and with the three different measurement modes non-PA, PA and D-PA.

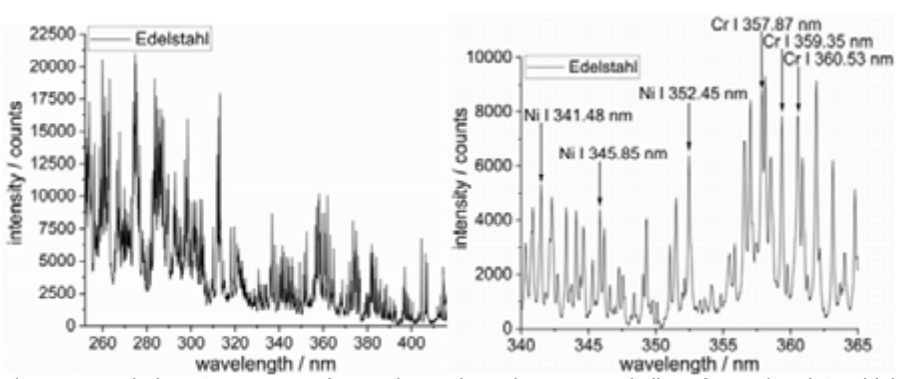


Fig. 5: Recorded LIBS spectrum of a steel sample and some atomic lines from Ni and Cr which are used for the analysis.

Exemplarily, the calculated peak areas of the atomic lines Cr I 359.35 nm and Ni I 341.48 nm for the four steel samples measured with the three modes are shown in Fig. 6. For the peak area calculation, a normalisation and baseline correction were performed. Fig. 6 shows that for D-PA higher peak areas are obtained in comparison to non-PA and standard PA. This is observed for both elements. For D-PA a higher amount of material is ablated and transferred into the plasma which leads to higher LIBS signals and therefore to higher peak areas. For Cr the ratio of the peak areas between the samples is similar for all three measurement modes. SUS304 and SUS316 have the lowest Cr concentrations and SUS309 and SUS310 the highest Cr concentrations. This observation agrees with the Cr concentrations obtained by spark atomic emission spectroscopy. For Ni the calculated peak areas from D-PA differ from the peak areas obtained for non-PA and standard PA. According to the Ni concentrations obtained with spark atomic emission spectroscopy the steel sample SUS310 is the sample with the highest Ni concentration and should have the highest peak area. SUS304 should have the smallest peak area. Fig. 6 shows that only with D-PA a correct classification of the steel samples according to their Ni concentration is provided. For contaminated samples a pre-ablation is necessary to remove the first layers and to ensure the measurement of the clean metal.

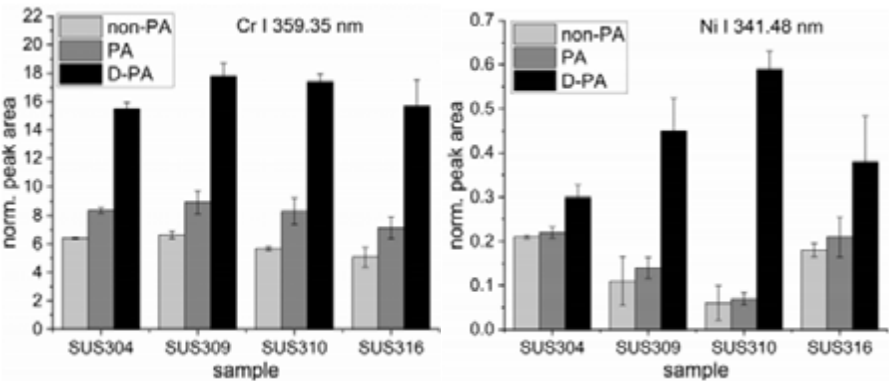


Fig. 6: Calculated peak areas for the atomic lines Cr I 359.35 nm (left) and Ni I 341.48 nm (right) for the four steel samples measured with no (non-PA), standard (PA) and deep pre-ablation (D-PA).

As shown in Fig. 6 the measurement in the oxide layer instead of the steel layer can lead to wrong analysis of Ni content resulting in a wrong classification. The oxide layer of steel samples can vary a lot in their material properties in comparison to the metal. For steel samples with a high amount of Cr an accumulation of Cr in the oxide layer was observed [Janssen 2003]. For samples with a thick oxide or rust layer the standard pre-ablation is not able to penetrate the raw steel layer. This is also confirmed by the microscopic images taken with the digital microscope VHX-950F from Keyence with a zoom factor of 250. Fig. 7 shows the microscopic images of the steel samples SUS304, which has a thin contaminated layer and SUS310, which has a thick oxide layer. For both samples when using non-PA mode, the LIBS laser is not able to penetrate the raw steel layer. With the digital microscope it is possible to calculate the crater depth. The standard PA can ablate approximately 10–20 µm and the D-PA approximately 55–65 µm deep into the sample surface depending on the material properties. The standard pre-ablation is enough for samples with a thin contamination layer like SUS304. For samples like SUS310, which have a very thick oxide layer, a deep pre-ablation is necessary to penetrate the raw steel layer and to ensure correct analysis results.

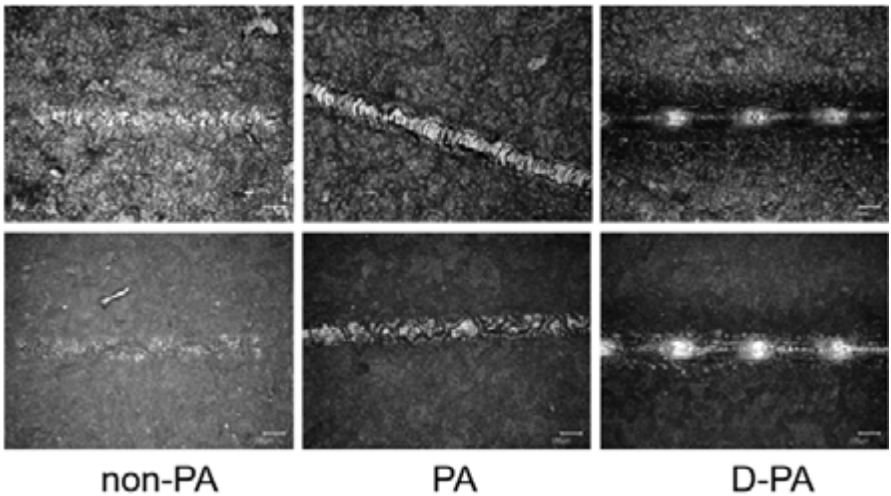


Fig. 7: Microscopic images of two steel samples (top: SUS304, bottom: SUS310) taken with the digital microscope VHX-950F from Keyence with a zoom factor of 250. The samples where measured with no (non-PA), standard (PA) and deep pre-ablation (D-PA).

3 CONCLUSION

For contaminated samples a pre-ablation is necessary to clean the sample surface and to ensure correct analysis results. For samples with a thick oxide or coating layer the standard pre-ablation is not sufficient, and a deeper pre-ablation is needed. Because of the multiple moving of the pre-ablation laser in the D-PA mode more material can be ablated, and a deeper trail is formed, which allows the analysis of raw steel also for samples with thick oxide layers or coatings. With the D-PA mode the cleaning process was optimised which leads to an increased accuracy of the analysis and ensures a correct sorting into the different metal classes.

REFERENCES

BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2018): Deutschland – Rohstoffsituation 2017. – 190 S. Hannover.

Cremers, D. A. and Radziemski, L. J. (2013) Handbook of Laser-Induced Breakdown Spectroscopy. John Wiley & Sons

Grimes, S., Donaldson, J., Gomez, G. C. and Brewster, R. (2008) Report on the Environmental Benefits of Recycling. Bureau of International Recycling (BIR), 1–51

Janssen, J. (2003) Untersuchung von Oxidationsprozessen an Oberflächen von Fe-Cr-Legierungen und Austenitstahl mittels Röntgenabsorptionsspektroskopie unter streifendem Einfall. Universitäts- und Landesbibliothek Bonn.

Jochum, T., Günther, J.-U. and Bohling, C. (2019) Material Analysis in Fast Industrial Processes by LIBS. PhotonicsViews 16, 56–59

Miziolek, A. W., Palleschi, V. and Schechter, I. (2006) Laser-Induced Breakdown Spectroscopy. Fundamentals and Applications. Cambridge University Press

Beschreibung und Darstellung der Messmöglichkeiten für die Gleichmäßigkeit inhomogener Stoffströme

C. Nordmann & E. Pfund
Stadler Anlagenbau GmbH, Konstruktion und Entwicklung, Altshausen, Deutschland

KURZFASSUNG: Im vorliegenden Beitrag werden grundlegende Definitionen für die Begriffsbestimmung für die Beschreibung von Volumenströmen inhomogener Stoffströme in Abfallbehandlungsanlagen vorgenommen. Zudem wird die Eignung verschiedener Messprinzipien für Erfassung von Volumenströmen beschrieben. Für die mathematische Beschreibung und den Vergleich der Gleichmäßigkeit unterschiedlicher Volumenströme werden bestehende Methoden diskutiert und ein Ausblick auf mögliche Erweiterungen gegeben. Basierend auf verschiedenen Betrachtungszeiträumen soll es so ermöglicht werden, den Einfluss verschiedener Aggregate und Prozesse auf die Gleichmäßigkeit zu beschreiben und eine Anforderung an die Qualität eines Inputvolumenstroms für Trennprozesse zu ermöglichen.

1 EINLEITUNG

Abfallbehandlungsanlagen verarbeiten immer größere Materialmengen und steigen dadurch in der Komplexität und Quantität der verwendeten Aggregate. Dies führt zu einer Vielzahl von Prozessschritten und stark verzweigten Teilströmen mit unterschiedlichen Zusammensetzungen. Des Weiteren gelangen nach wie vor Wertstoffe in Rest- oder Mixfraktionen und werden der thermischen Verwertung zugeführt (Obermaier & Henkel 2020). Ein Hauptgrund sind teils starke mengenmäßige Schwankungen der Stoffströme. Überfahrungen der Anlage führen zu einer verminderten Effizienz der Sortier- und Klassierprozesse und können zu Materialverstopfungen oder Schäden führen. Zeiträume, in denen die Stoffströme bis hin zum Leerlauf zurück gehen, vermindern die möglichen Durchsätze (Coskun et al. 2017 & Feil et al. 2018).
Besonders in Abfallströmen unterliegt die Schüttdichte starken Schwankungen. Da bei den typischen Transportvorgängen auf Gurtförderern und den Sortier- und Klassierprozessen eine Volumenbegrenzung vorliegt, erscheint die Betrachtung von Volumenströmen anstatt Massenströmen zweckmäßig, um einerseits einen besseren Überblick über die vorherrschenden Stoffströme zu erhalten und andererseits die Größe der Schwankungen dieser beurteilen zu können (Feil et al 2018). Die Betrachtung sollte an verschiedenen Stellen einer Anlage erfolgen. Die Volumenströme verteilen sich nicht gleichmäßig, sondern neigen besonders in Stoffströmen mit einem hohen Anteil an nicht formstabilen Objekten, z.B. Folien oder Papier, zu einer ungleichmäßigen und veränderlichen Aufteilung. Besonders Trennprozesse fördern diese ungleichmäßige Verteilung. Die entsprechenden Messungen müssen somit kontinuierlich, ausreichend genau und so günstig erfolgen, dass eine sinnvolle Anzahl an Messpunkten realisiert werden kann.
Dieser Beitrag befasst sich mit einer grundlegenden Begriffsbestimmung für die Messung von Volumenströmen in Abfallbehandlungsanlagen und deren Gleichmäßigkeit und zeigt vergleichend verschiedene Messprinzipien auf. Für die Beschreibung der Gleichmäßigkeit dieser Volumenströme werden abschließend die Anforderungen und Möglichkeiten diskutiert.

2 BEGRIFFSBESTIMMUNG FÜR DIE BESCHREIBUNG VON VOLUMENSTRÖMEN INHOMOGENER STOFFSTRÖME

Eine mengenmäßige Beschreibung von Stoffströmen erfolgt zumeist nach der durchgesetzten Masse und bezieht sich somit auf einen Massenstrom. Die damit zusammenhängenden Begriffe entstammen der klassischen Schüttgutindustrie oder Medizintechnik und beziehen sich auf die Förderung von Stoffen mit klar definierten Schüttdichten (Vetter 2001). Die daraus abgeleiteten Prozesse gehen von typischen Schüttguteigenschaften der geförderten Stoffe aus, was z.B. ein mögliches Verschieben der einzelnen Objekte eines Materialgemisches voraussetzt. Diese Eigenschaft ist in dieser Form bei abfallstämmigen Stoffströmen oft nicht zu finden.
Nach Schubert (1984), Stieß (2009) und Vetter (2001) werden die Begriffe des Dosierens und der Gleichmäßigkeit eingeführt. Für die Beschreibung von Stoffströmen aus Abfällen mit Bezug auf den Volumenstrom erscheint eine Erweiterung und Abgrenzung folgender Begriffe sinnvoll:

- Gleichmäßigkeit: Die Gleichmäßigkeit beschreibt die Größe von zeitlichen Eigenschaftsschwankungen eines Stoffstroms.
- Dosieren: Ein Dosierprozess erzeugt einen möglichst gleichmäßigen Volumenstrom einer bestimmten quantitativen Größe aus einem ruhenden Gut oder einem diskontinuierlichen Stofftransport. Es ist mindestens ein Förderprozess notwendig, der Dosierprozess kann aus einer Kombination mehrerer Aggregate bestehen.
- Vergleichmäßigen: Ein Vergleichmäßigungsprozess soll die Gleichmäßigkeit eines Stoffstroms verbessern, also die zeitlichen Eigenschaftsschwankungen reduzieren. Bezogen auf einen Volumenstrom sollen die mengenmäßigen Schwankungen beseitigt werden. Dazu ist zumindest ein Förderprozess nötig, der Vergleichmäßigungsprozess kann aus einer Kombination mehrerer Aggregate bestehen.

Aus diesen Begriffen können Kennzahlen definiert werden, welche die Qualität (Übereinstimmung mit einer Anforderung) bzw. den Effekt der Dosierung und / oder Vergleichmäßigung auf einen volumenstrombetreffenden Prozess beschreiben. Die Gleichmäßigkeit stellt dabei jeweils einen Hilfswert dar, welcher Schwankungen an einer Messstelle beschreibt. Die Kennzahlen sollen an dieser Stelle lediglich in ihren Faktoren beschrieben werden. Weiterführende Anforderungen an die Beschreibung der Gleichmäßigkeit sind in Kapitel 4 zu finden.

- Für die Beschreibung eines Dosierprozesses dient die Dosiergüte. Diese setzt sich aus einem Faktor für die Abweichung des Volumenstroms vom Sollwert und dem Faktor für die Gleichmäßigkeit zusammen
- Für die Beschreibung eines Vergleichmäßigungsprozesses dient der Vergleichmäßigungseffekt. Dieser ist der Quotient aus der Gleichmäßigkeit vor dem Vergleichmäßigungsprozesses und danach.

3 MÖGLICHE MESSPRINZIPIEN FÜR VOLUMENSTRÖME UND DEREN EIGNUNG

Anders als in der Schüttgüterindustrie kann in der Abfallindustrie nur bedingt ein Volumenstrom über eine Massendetektion (Bandwaage) und der bekannten Schüttdichte ermittelt werden. Eine stark schwankende Schüttdichte sowie ein teilweise sehr geringes Gewicht der Abfallobjekte erschweren dies. Eine mögliche Messmethode ist das Erfassen von Höhenprofilen quer zur Förderrichtung. Hierdurch ergeben sich Flächenprofile, die multipliziert mit der Bandgeschwindigkeit einen Volumenstrom darstellen (Vergleiche Abbildung 1).

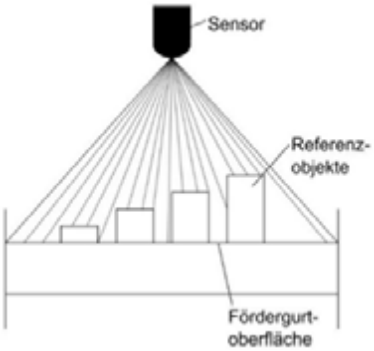


Abb. 1: Prinzipielle Darstellung der Lichtlaufzeitmessung auf einem Gurtförderer.

Um Volumenströme zu messen, können zahlreiche optische, aber auch akustische Messprinzipien eingesetzt werden. Akustische Messprinzipien sind durch ihren großen Schallkegel in ihrer Genauigkeit quer zur Förderbandrichtung eingeschränkt. Die Herausforderungen der optischen Messprinzipien zur Volumenstrommessung liegen in der Vielseitigkeit der Einflussgrößen. Transparente Kunststoffe sowie lichtabsorbierende, matte schwarze oder reflektierende glänzende Objekte beeinflussen das Messergebnis wesentlich. Potenzielle geeignete Messprinzipien sind die Lasertriangulation, die Licht-Laufzeitmessung (LIDAR) und die Bilderverarbeitung. Weniger geeignet, aufgrund des geringen Arbeitsbereiches, sind fokussierende, interferierende und chromatische Verfahren (Hering & Schönfelder 2018).
Neben der prinzipiellen Eignung zur Erfassung eines Höhenprofils spielen gerade in Abfallbehandlungsanlagen weitere Faktoren eine wesentliche Rolle. Der Einfluss von Staub, Feuchtigkeit, Fremdlicht und Vibrationen sollte einen möglichst geringen Einfluss auf die Messwerte haben. Durch die rauen Umgebungsbedingen ist eine entsprechende Robustheit der Sensoren unabdingbar.
Um eine geeignete Sensorauswahl treffen zu können, werden LIDAR-Sensoren verschiedener Leistungs- und Preiskategorien miteinander verglichen. Als Vergleich dient ein bereits in Anlagen verwendeter Lasertriangulationssensor des IAR der RWTH Aachen (Schockert et al. 2010 & Coskun et al. 2017). Die Sensoren werden über einem Gurtförderer installiert und sowohl mit statischen Objekten als auch mit Stoffströmen getestet. Bei einer Umrechnung der Höhenwerte auf ein Höhenprofil und damit einer Querschnittsfläche muss beachtet werden, dass je nach Objektanordnung immer Verschattungen mitgemessen werden. Der gemessene Volumenstrom beinhaltet somit nie nur das Feststoffvolumen, sondern das Volumen des tatsächlichen Haufwerks mit allen Hohlräumen und Verschattungen. Dies muss bei der Bestimmung von Referenzvolumina zur Kalibrierung des Volumenstromes mit beachtet werden. Eine Probenahme sollte deshalb aus dem fallenden Stoffstrom erfolgen und die Schüttdichtebestimmung sollte die tatsächliche Schütthöhe auf dem Fördergurt wiederspiegeln, um eventuelle Kompressionseffekte mit zu berücksichtigen.
Erste getätigte Messungen über die Höhengenauigkeit verschiedener Referenzobjekte ergeben das in Abbildung 2 dargestellte Ergebnis. Positive Abweichungen zeigen dabei eine zu gering gemessene Höhe an, negative eine zu hohe.

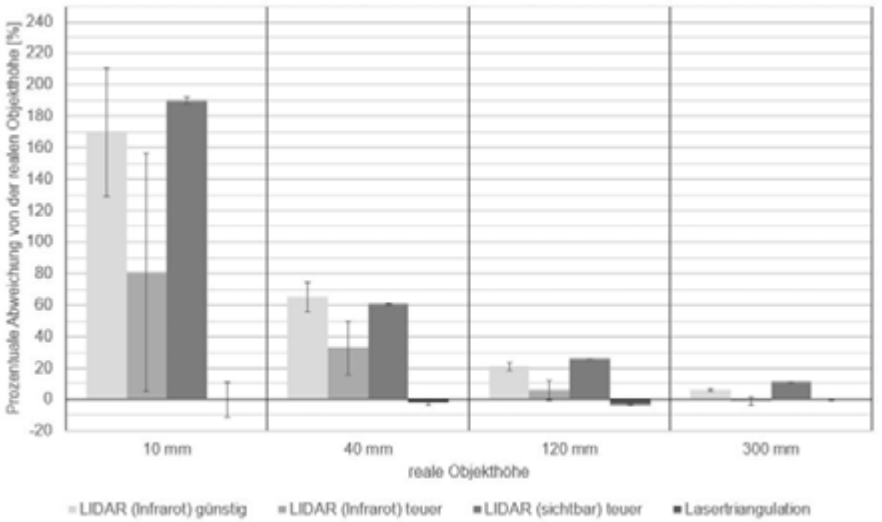


Abb. 2: Diagramm zur Darstellung der prozentualen Abweichung von verschiedenen Sensoren zur realen Höhe unterschiedlich hoher Referenzobjekte.

Die Lasertriangulation zeigt sowohl bei sehr kleinen als auch hohen Referenzobjekten die geringste Abweichung vom realen Höhenwert. Hierbei muss beachtet werden, dass eine vorherige Kalibrierung durch Kalibierobjekte erforderlich ist. Die drei verwendeten LIDAR-Sensoren zeigen, unabhängig von der Preisklasse, besonders bei kleinen Referenzobjekthöhen sehr starke Abweichungen vom realen Höhenwert.
Dies lässt vermuten, dass das Messprinzip der Lichtlaufzeitmessung für Volumenströme mit geringen Schütthöhen bzw. Monoschichten ungeeignet ist. Genauso kann eine Belegungsdichte für flache Objekte nicht erfasst werden, nicht nur wegen der Ungenauigkeit, sondern auch wegen der möglichen Verschattungen. Im Bereich von Objekthöhen mit 120mm und 300mm ist zu sehen, dass die Lichtlaufzeitmessung, unabhängig von der Preisklasse, verwertbare Ergebnisse zeigt. Weitere Messungen zur Robustheit gegenüber Staub und Feuchtigkeit im Messbereich und Fremdlichteinflüssen werden zurzeit durchgeführt. Es lässt sich Abschätzen, dass hier das Messprinzip der Lichtlaufzeitmessung Vorteile gegenüber der Lasertriangulation hat. Zudem ist der Montage- und Kalibieraufwand deutlich geringer. Auch der Einfluss der Stoffeigenschaften der zu messenden Objekte bzw. Stoffströme soll untersucht werden, da besonders transparente Objekte, wie Kunststoffflaschen oder Folien, eine Herausforderung darstellen.

4 OB ES EINE GENERELLE LÖSUNG ZUR MESSUNG VON VOLUMENSTRÖMEN IN ABFALLBEHANDLUNGSANLAGEN GIBT, LÄSST SICH ERST NACH ABSCHLUSS DER VERSUCHE UND DURCHGEFÜHRTEN REFERENZMESSUNGEN UNTER REALEN UMWELTBEDINGUNGEN SAGEN.MATHEMATISCHE BESCHREIBUNG DER GLEICHMÄßIGKEIT VON VOLUMENSTRÖMEN

Ein Faktor für die Beschreibung der Gleichmäßigkeit wurde bereits eingeführt (Coskun et. al 2017). Dieser wird aus dem Quotienten des 90 %-Perzentils und des 10 %-Perzentils eines aufgezeichneten Volumenstroms berechnet. Dadurch werden extreme verfahrensbedingte Schwankungen ausgeblendet.

Eine Erweiterung des Faktors erscheint jedoch nach folgenden Gesichtspunkten sinnvoll:

- Damit das 10-Perzentil nicht zu Null wird, muss ein Schwellenwert für den Leerlauf festgelegt werden. Dadurch werden längere Leerlaufphasen jedoch kaschiert.
- Um verschiedene Gleichmäßigkeitsfaktoren miteinander vergleichen zu können, muss die Dauer, über welche die Messwerte aufgezeichnet wurden und die zeitliche Auflösung bekannt sein. Beide Werte könnten als Basis im Formelzeichen der Gleichmäßigkeit angegeben werden.
- Um besonders den Vergleichmäßigungseffekt eines Aggregats oder Prozesses zu bewerten, kann es sich als sinnvoll erweisen Extremwerte mit zu bewerten.

Um alle Messwerte zu erfassen und zu bewerten, können verschiedene Maße für die Streuung um einen Erwartungswert benutzt werden. Gerade die Standardabweichung bzw. der Variationskoeffizient mit dem Bezug auf den Mittelwert sind aber nicht robust gegen einzelne Ausreißer. Vorstellbar ist die Verwendung der mittleren absoluten Abweichung, in welcher die einzelnen Messwerte nicht quadratisch eingehen wie bei der Standardabweichung. Ähnlich dem Variationskoeffizienten kann mit einem Bezug zum Median ein dimensionsloser Wert erzeugt werden. Beide sind robuster gegenüber Ausreißern (Fahrmeir et al. 2016). Eine tatsächliche Eignung muss aber mit entsprechenden Messwerten aus Anlagen überprüft und gegenübergestellt werden.
Des Weiteren ist besonders bei der sensorgestützten Sortierung weniger der absolute Volumenstrom von Belang, sondern eine Vereinzelung der Partikel in einer Monoschicht. Um in solchen Fällen eine Beurteilung der Gleichmäßigkeit vorzunehmen, kann ein Bezug auf eine Belegungsdichte bzw. des Belegungsschwerpunkts sinnvoll sein (Curtis et al. 2020 & Küppers et al. 2020).
Für einen Vergleich verschiedener Methoden zur Beschreibung der Gleichmäßigkeit und zur Beurteilung dieser hinsichtlich der Eignung für einen bestimmten Trennprozess, muss die zeitliche Auflösung der Messwerte passend zur Periodendauer der Schwankungen des Trennprozesses gewählt werden (die zeitliche Auflösung muss deutlich kleiner sein als die Periodendauer). Von Curtis et al. (2020) wurde nachgewiesen, dass bereits Schwankungen im Bereich weniger Sekunden einen negativen Einfluss auf die sensorgestütze Sortierung haben, während anzunehmen ist, dass Trommelsiebe oder Ballistikseparatoren mit solchen kurzfristigen Schwankungen besser umgehen können, ohne dass die Trenneffizienz leidet. Hierfür ist die Art der Merkmalserkennung und Ausschleusung des Trennprozesses wichtig. Bei der sensorgestützen Sortierung geschieht dies jeweils an nur einem definierten Ort, während hingegen bei einer Siebung ein Partikel mehrfach die Chance auf eine richtige „Erkennung“ und Ausschleusung hat.

5 AUSBLICK

Zunächst ist eine umfassende Installation von geeigneten Volumenstrommessgeräten in Abfallbehandlungsanlagen erforderlich, um eine Datengrundlage zu generieren, welche eine abschließende Festlegung des Faktors für die Gleichmäßigkeit zulässt.
Um einen tatsächlichen Einfluss auf die Gleichmäßigkeit der Stoffströme in solchen Anlagen zu haben, sind zudem genauere Kenntnisse über die Einflussfaktoren verschiedener Aggregate und Teilprozesse notwendig. Erste Untersuchen wurden hierzu von Coskun et al (2017), Curtis et al. (2020), Feil et al. (2016), Feil et al. (2018 & 2019) getätigt. Sowohl die Beschickung einer Anlage, also der Übergang aus einem ruhenden Gut bzw. diskontinuierlichen Stofftransport in einen Stoffstrom, als auch die Parametrierung verschiedener Aufbereitungsaggregate hat hier einen maßgeblichen Einfluss. Die Art und der Betriebsmodus eines Schredders oder Sacköffners sind hier

als Beispiel zu nennen. Speziell Aggregate oder Prozesse zur gezielten Vergleichmäßigung sind entweder nicht am Markt verfügbar oder mit Einschränkungen hinsichtlich des Aufgabematerials belegt. Die in der Schüttgutindustrie typische Schneckenfördertechnik ist beispielsweise nur bedingt in zum Wickeln neigenden Abfallstoffströmen einsetzbar.
Der Vergleichmäßigungseffekt von Aggregaten und Prozessen könnte in Abhängigkeit von absolutem Durchsatz bzw. Aufgabematerial in Diagrammform dargestellt werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die Gleichmäßigkeit von Volumenströmen in Abfallbehandlungsanlagen stellt einen relevanten Faktor für die Effizienz von Trennprozessen, der Betriebssicherheit und einen möglichst hohen Output an qualitativ hochwertigen Fraktionen dar. Zur Beschreibung der Gleichmäßigkeit und der sich darum ansiedelnden Begriffen Dosieren und Vergleichmäßigen sind definierte Begriffsbestimmungen nötig. Darauf bezogene Kennzahlen ermöglichen eine Beschreibung der Qualität eines Volumenstroms und der Anforderungen an einen Trennprozess. Wichtig ist dabei ein eindeutiger Bezug auf die Dauer der Messwerterfassung und die zeitliche Auflösung. Für die Erfassung der Volumenstrommesswerte sind preislich attraktive Sensoren nötig, welche entsprechend der Anforderung ausreichend genaue Werte liefern. Ein wichtiger Faktor ist hier die zu erwartende Schütthöhe bzw. Bandbelegung.
Der Entwicklung von Aggregaten und Prozessen zur zusätzlichen Vergleichmäßigung von Abfallstoffströmen sollte in Zukunft eine gesteigerte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

LITERATUR

Coskun, E., Bosling, M., Feil, A., Pretz, T. (2017) Mechanische Aufbereitungsprozesse effizient gestalten. In: Recycling und Rohstoffe Band 10. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, Deutschland.

Curtis, A., Küppers, B., Möllnitz, S., Khodier, K., Sarc, R. (2020) Digital Material Flow Monitoring in Mechanical Waste Processing – the Relevance of Material and Throughput Fluctuations. Status: Under Review

Fahrmeir, L., Künstler, R., Pigot, I., Tutz, G. (2016) Statistik. Der Weg zur Datenanalyse, 8. Auflage. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, Deutschland.

Feil, A., Coskun, E., Bosling, M., Kaufeld, S., Pretz, T. (2019) Improvement of the recycling of plastics in lightweight packaging treatment plants by a process control concept. In: Waste Management & Research 37, 120-126.

Feil, A., Pretz, T. (2018) Ungenutzte Potenziale in der Abfallaufbereitung. In: Konferenzband zur 14. Recy & Depotech. Fachtagung, Leoben, Österreich.

Hering, E., Schönfelder, G. (2018) Sensoren in Wissenschaft und Technik – Funktionsweise und Einsatzgebiete, 2. Auflage. Springer-Verlag, Wiesbaden, Deutschland.

Küppers, B., Schlögl, S., Vollprecht D. (2020) Einfluss von Durchsatz und Inputzusammensetzung auf die sensorgestütze Sortierung. In: Konferenzband zur 15. Recy & Depotech. Fachtagung, Leoben, Österreich.

Obermaier, T., Henkel, I. (2020) Systematisierung des Kunststoffrecyclings. In: Recycling und Rohstoffe Band 13. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, Deutschland.

Schockert, Y., Baczyk, M., Pretz, T. (2010) Kontinuierliche Volumenstrommessung von festen Abfallstoffen. In: Konferenzband zur 10. Recy & Depotech. Fachtagung, Leoben, Österreich.

Schubert, H. (1984) Aufbereitung fester mineralischer Rohstoffe – Band 3, 2. Auflage. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, Deutschland.

Stieß, M. (2009) Mechanische Verfahrenstechnik – Partikeltechnologie 1, 3. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Deutschland.

Vetter, G. (2001) Handbuch Dosieren, 2. Auflage. Vulkan-Verlag, Essen, Deutschland.

Entwicklung einer Methodik zur Wertstoffgehaltsbestimmung von feinkörnigen Abfällen

K. Johnen, N. Kroell & A. Feil
RWTH Aachen University, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Forschungs- und Entwicklungsprojekt PROBE soll eine Methode zur Metallgehaltsbestimmung feinkörniger Abfallströme mit Hilfe eines bildauswertenden Verfahrens entwickelt werden. Auf der Basis von RGB-Farbbildern sind Partikel anhand von Farbwerten und Formfaktoren in verschiedene Materialklassen zu klassifizieren und mittels in einer Datenbank hinterlegten Flächengewichten zu massenbezogenen, stofflichen Zusammensetzungen zu aggregieren. Für die Klassifizierung werden zwei verschiedene Machine Learning Ansätze getestet. Das Training der Machine Learning Modelle erfordert gelabelte Trainingsdaten, d.h. einen Datensatz aus Farbbildern der Partikel mit zugehöriger Materialklasse. Dazu werden Referenzmaterialien in mehrere Materialklassen sortiert und partikelweise erfasst (RGB-Farbbild inkl. Partikelgewicht). Erste Untersuchungen zeigen einen starken subjektiven Einfluss des Sortierenden auf das Ergebnis der Handsortierung. Durch ein mehrstufiges Sortierverfahren mit eingebauter Qualitätskontrolle sowie angepasstem Sortierkatalog kann der subjektive Einfluss bei Handsortierungen reduziert und die Erstellung von Trainingsdatensätzen in hoher Qualität ermöglicht werden.

1 EINLEITUNG

Die Aufbereitung von Abfällen hat zum Ziel die enthaltenen Wertstoffe anzureichern und diese in Form von Sekundärrohstoffen dem Ressourcenkreislauf wieder zuzuführen. Auf diese Weise sollen die natürlichen Ressourcen geschont und ökologische Vorteile durch die Substitution von Primärrohstoffen erzielt werden. Neben den gewonnenen Wertstoffkonzentraten fallen Restfraktionen, sogenannte Sekundärabfälle, an. Der Ursprungsabfallstrom sowie die Prozesskettengestaltung des Aufbereitungsprozesses bestimmen die Zusammensetzung dieser Sekundärabfälle. Insbesondere Feinfraktionen aus der Aufbereitung stark metallhaltiger Abfällen, wie bspw. Shredder- oder Elektronikschrott, können Metallgehalte von bis zu 30 Ma.-% aufweisen (Johnen 2018). In Deutschland werden diese Abfälle nur in wenigen spezialisierten Anlagen aufbereitet, die mit der Behandlung ein wirtschaftliches Risiko eingehen, da Zusammensetzung oder Wertstoffgehalte dieser Feinfraktionen in der Regel unbekannt sind und starken Schwankungen unterliegen. Die Feststellung stofflicher Zusammensetzungen mittels Handsortierungen nach Stand der Technik wird insbesondere durch die Heterogenität und geringen Partikelgrößen dieser Feinfraktionen erschwert. Aufgrund des hohen Zeit- und Kostenaufwands finden Analysen – wenn überhaupt – nur unregelmäßig statt und weisen aufgrund der geringen Probenmenge in Kombination mit den hohen Schwankungsbreiten der Zusammensetzungen nur eine geringe Aussagekraft auf. Eine spezifisch angepasste Prozessführung sowie Prozessbewertung ist daher nur stark eingeschränkt möglich. Aktuell erfolgt die Aufbereitung der Feinfraktionen nach einer oberflächlichen Sichtung, Erfahrungswerten und der händischen Analyse von Einzelproben. Ein schnelles und zuverlässiges Verfahren zur Analyse des angelieferten Metallgemisches sowie der erzeugten Produktfraktionen fehlt bislang.

2 MATERIAL UND METHODE

Seit Oktober 2019 arbeitet das Institut für Aufbereitung und Recycling (I.A.R.) im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsprojekts „PROBE“ an der Entwicklung eines Verfahrens zur Analyse feiner, metallhaltiger Abfälle (< 20 mm). Mittels teilautomatisierter Probenvorbereitung für ein bildauswertendes Verfahren soll die Bestimmung der Qualitäten von Sekundär- bzw. Tertiärabfällen sowie die effiziente Kontrolle von Prozessketten zur Wertstoffgewinnung ermöglicht werden. Auf Basis der erfassten RGB-Farbbilder sollen detektierte Partikel in mehrere Materialklassen klassifiziert werden, um daraus anschließend massenbasierte Zusammensetzungen des untersuchten Stoffstroms auf Basis von hinterlegten Partikelgewichten abzuleiten.
Zur Klassifizierung der Partikel werden zwei Ansätze verfolgt: Zum einen sollen Partikel auf Basis extrahierter Farb- und Formfaktoren klassifiziert werden (merkmalbasiertes Machine Learning), zum anderen wird die Klassifizierung der Partikelaufnahmen mittels künstlicher neuronaler Netze untersucht. Beide Ansätze erfordern zum Trainieren der eingesetzten Machine Learning Modelle zunächst die Erstellung gelabelter Trainingsdatensätze, d. h. Datensätze, die aufgenommene Partikelbilder und deren zugehörige Materialklasse enthalten.
Zu Beginn des Projektes wurden zwei Materialströme (Referenzmaterialien) mit unterschiedlichen Eigenschaften ausgewählt, an denen die zu entwickelnde Methodik zu Bestimmung des Metallgehalts erprobt und validiert werden soll. Material A ist ein Elektronikschrott und Material B ist ein Metallkonzentrat mit einem hohen Gehalt an Mineralik. Beide Materialien wurden anhand des Sortierkatalogs des Projektpartners sortiert und daraus deren stoffliche Zusammensetzung bestimmt (s. Abb. 1).

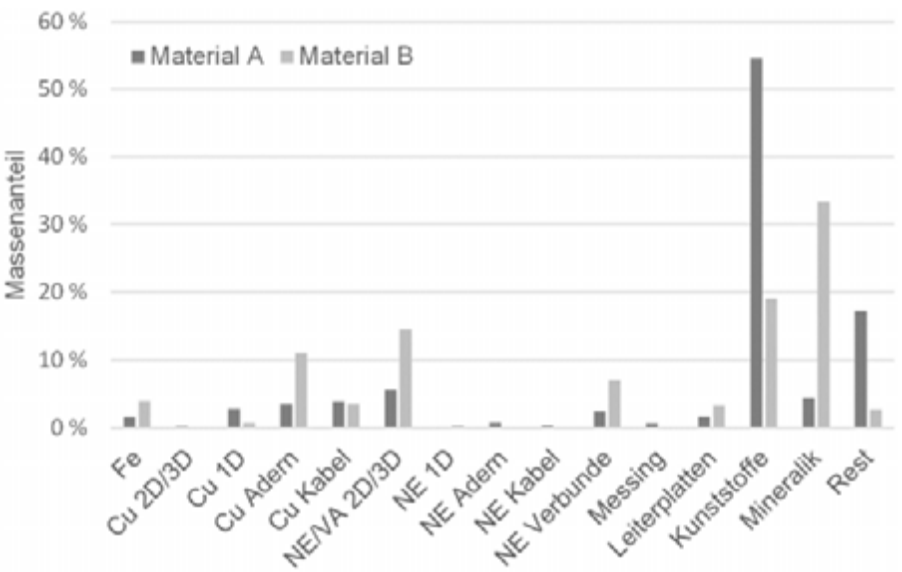


Abb. 1: Zusammensetzung der Referenzmaterialien nach Sortierkatalog des Projektpartners; Fe: Eisen, Cu: Kupfer, NE: Nichteisen, VA: Edelstahl.

Während der Sortierung beider Materialgemische zur Bestimmung der Materialzusammensetzung konnten nicht alle Partikel eindeutig in eine Kategorie des Sortierkatalogs zugeordnet werden. Dies ist insbesondere problematisch für die nachfolgende Erstellung der Trainingsdatensätze, da die Genauigkeit der zu entwickelnden

Vorhersagemodelle insbesondere von der Qualität des Datensatzes, d. h. der eindeutigen und richtigen Zuordnung der Partikel in verschiedene Sortierklassen, abhängt.
Um die zu erwartende Qualität der Trainingsdaten durch eine händische Sortierung zu validieren, wurden vor der Sortierung des Trainingsmaterials, Testsortierungen mit einer Teilprobe von Material A durchgeführt. Bei dieser Validierung wurde die gleiche Probe aus Referenzmaterial A von insgesamt 17 Mitarbeitern des I.A.R. sortiert und die stoffliche Zusammensetzung bestimmt (s. Abb. 2).

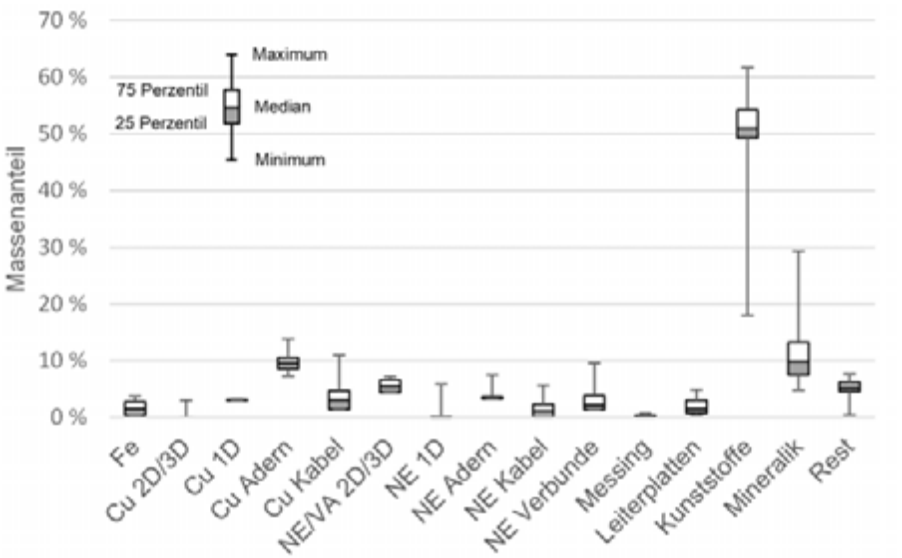


Abb. 2: Ergebnis der Testsortierung einer Probe nach Sortierkatalog des Projektpartners; Fe: Eisen, Cu: Kupfer, NE: Nichteisen, VA: Edelstahl.

Die Ergebnisse zeigen eine große Diskrepanz in den festgestellten Zusammensetzungen der einzelnen Sortieranalysen. Besonders auffällig sind Unterschiede bei den Kunststoffen und der Mineralik. Dort schwanken die Sortierergebnisse zwischen 18 und 62 Ma.-% (Kunststoffanteil) sowie 5 und 29 Ma.-% (Mineralikanteil). Die starken Unterschiede deuten darauf hin, dass einige Stoffgruppen/Kategorien von einigen Sortierenden nicht eindeutig erkannt werden konnten bzw. dass verschiedene Sortierkategorien unterschiedlich interpretiert werden.
Die Gründe für die Schwankungen sind vielfältig und sind zum einen durch die subjektive Wahrnehmung des Sortierenden und zum anderen durch stoffgruppenspezifische Eigenschaften bedingt. Frei vorliegende körperförmige Metalle insbesondere Kupfer und Messing weisen je nach chemischer Zusammensetzung unterschiedliche Farben auf. Beispielsweise kann Messing je nach Legierungszusammensetzung goldrot bis hellgelb wirken (Deutsches Kupferinstitut 2001). Aus diesem Grund ist die Unterscheidung zwischen Graumetallen, Kupfer und Messing nicht immer eindeutig möglich.
Durch ähnliche Kornformen sowie verschmutzte oder mit Staub bedeckte Partikeloberflächen ist die Unterscheidung von Kunststoff-, Mineralik- und zum Teil Metallpartikeln (s. Abb. 3) nur durch Reinigungsvorgänge oder mit Hilfsmitteln (z. B. Metallfeilen) möglich. Zwar können bunte Kunststoffe (blau, gelb, grün etc.) gut erkannt werden, bei schwarzen, gräulichen, zum Teil auch rötlichen Kunststoffen, die mit einer Staubschicht bedeckt sind, ist die Unterscheidung zu Mineralik nicht immer mög-

lich. Körperförmige Aluminiumpartikel können ebenfalls nicht immer von Mineralikpartikeln unterschieden werden. Blanke Partikel sind gut zu erkennen, jedoch sind einige Aluminiumpartikel teilweise nur durch eine dünne Oxidschicht (TU Dresden 2015) von Mineralikpartikeln zu unterscheiden. Ist diese durch einen Staubfilm bedeckt, ist eine eindeutige Zuordnung erst nach einem Reinigungsvorgang möglich. Aufgrund des Korngrößenbands dient das Gewicht eines einzelnen Partikels nicht als nutzbares Unterscheidungskriterium. Stichproben einzelner Kunststoff-, Stein-, Glas- und Aluminiumpartikel zeigen, dass bei Partikeln gleicher Größe zwar relative Gewichtsunterschiede von bis zu 33 Ma.-% aufweisen können; aufgrund der geringen Partikelgrößen führen diese allerdings nur zu geringen absoluten Unterschieden (0,16 g), die sich nur durch zeitaufwändiges zu Hilfe nehmen einer Waage als Sortierkriterium während der händischen Einzelpartikelsortierung nutzen lassen.
Neben der Erkennung von Monomaterialien ist insbesondere die Klassifizierung und Metallgehaltsbestimmung von Verbunden problematisch. Am Beispiel einer Edelstahlschraube in einem Stück Kunststoff werden die Probleme bei der Klassifizierung beschrieben.

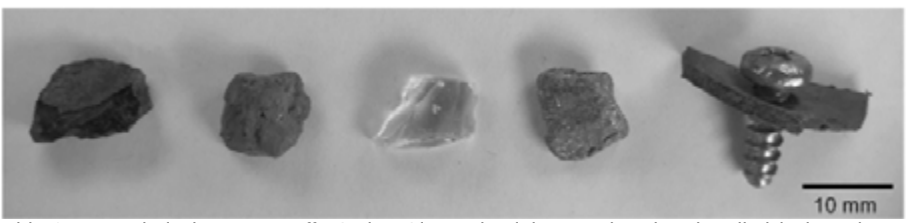


Abb. 3: Exemplarische Kunststoff-, Stein-, Glas-, Aluminium- und Verbundpartikel (v. l. n. r.).

Abb. 3 (r.) zeigt ein Beispielpartikel, welches deutlich als ein Verbund aus einem Metall und einem Kunststoff erkannt werden kann. Ohne weitere Hilfsmittel kann jedoch nicht bestimmt werden, ob die Schraube beispielsweise aus Edelstahl, Eisen oder Aluminium ist. Ebenso kann lediglich eine subjektive Aussage zu den Volumenanteilen der beiden Materialien erfolgen. Zur Einordnung dieses Partikels in eine Sortierkategorie müssen je nach Definition der Stoffgruppe Abschätzungen zur Massenverteilung dieses Partikels erfolgen. Legt der Sortierkatalog Grenzwerte fest, beispielsweise, dass Verbunde ab einem Massenanteil von > 50 % Edelstahl als Graumetall eingeordnet werden, kann dies bei der Handsortierung nur geschätzt werden. Insbesondere Partikel, die nahe am Grenzwert liegen, können nicht eindeutig zugeordnet werden. Daraus resultierende Fehlsortierungen führen zur Verfälschung der Trainingsdaten.
Zur Steigerung der Qualität der Trainingsmaterialien wurde im Projekt PROBE ein zweistufiges Sortierverfahren und ein angepasster Sortierkatalog entwickelt (vgl. Tab. 1). In der ersten Stufe wird das Material mittels Handsortierung in fünf Grundklassen aufgeteilt: Graumetalle (*GM*), Kupfer (*Cu*), Messing (*Msg*), Verbunde und Nichtmetalle (*NM*). In der zweiten Stufe werden die Metalle auf Reinheit kontrolliert (Qualitätskontrolle) und die übrigen Stoffgruppen in weitere Unterkategorien unterteilt. Für die Festlegung der Unterkategorien einer Grundklasse Verbunde muss zwischen einer Vielzahl von Verbundmöglichkeiten unterschieden werden: *Metall – NM*, *Metall – Metall*, *NM – NM*. Dabei wird zusätzlich zwischen den einzelnen Metallen differenziert, bspw. gibt es die Verbundklassen *GM_NM*, *Cu_NM*, *GM_Cu* etc. Ferner werden häufig vorkommende Verbunde mit charakteristischen Formen beispielsweise Kupferadern ohne Stecker (Cu-Kern mit Kunststoffummantelung) oder Kupferadern mit Stecker (Cu-Kern mit Kunststoffummantelung sowie einem Messingstecker) als Fraktion in den Sortierkatalog aufgenommen. Deren charakteristische Formen lassen sich als zusätzliches Unterscheidungskriterium für eine Parti-

kelklassifizierung nutzen. Abb. 4 zeigt die 22 Materialklassen des angepassten Sortierkatalogs anhand exemplarischer Partikelaufnahmen aus dem erstellten Datensatz.

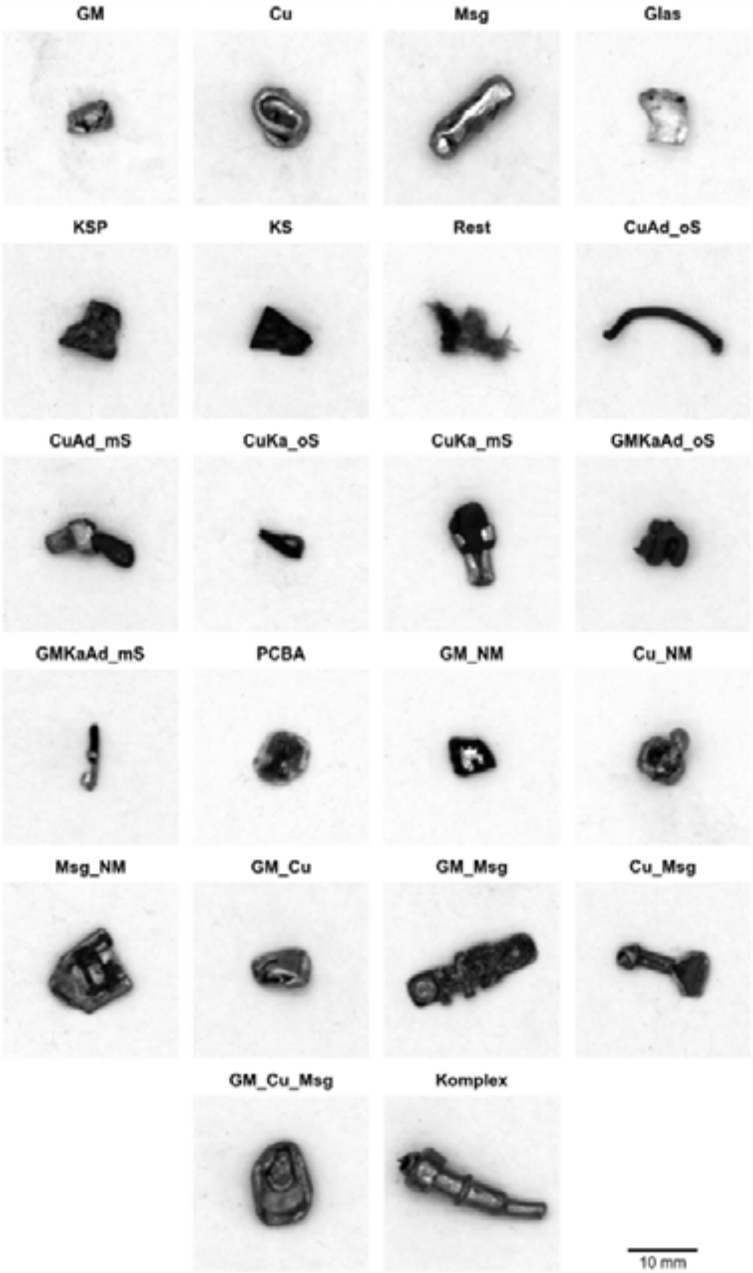


Abb. 4: Exemplarische Partikel des angepassten Sortierkatalogs; (Abkürzungen s. Tab. 1).

3 FAZIT

Das Ziel im Projekt PROBE ist die Entwicklung einer Methode zur Metallgehaltsbestimmung feinkörniger Abfälle ausschließlich unter Einsatz einer kostengünstigen RGB-Farbkamera. Mit Hilfe von Farbwerten und Formfaktoren sollen die einzelnen Partikel eines Materialstroms klassifiziert und anhand in einer Datenbank hinterlegter Flächengewichte deren Masse bestimmt werden. Zur Klassifizierung der Partikel werden zwei Ansätze des Machine Learning getestet, beide Verfahren benötigen genaue Trainingsdaten zur Extraktion der stoffgruppenspezifischen Farb- und Formfaktoren. Die Genauigkeit der Klassifizierung ist von der Qualität der Trainingsdaten abhängig. Wie die Untersuchungen zeigen, ist die Sortierung von Trainingsmaterial, welche die Genauigkeit der Klassifizierung bestimmt, bereits herausfordernd. Es zeigt sich, dass die subjektive Wahrnehmung einzelner Handsortierer durch eine Aufteilung des Datensatzes in mehrere Unterkategorien, den Verzicht auf Massen- und Volumenanteile – die sich optisch nur schätzen lassen – und durch mehrstufig angelegte Sortierschritte mit steigender Komplexität reduziert werden kann. Der aus diesen Überlegungen resultierte Sortierkatalog für das Projekt PROBE ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Angepasster Sortierkatalog für die Erstellung von Trainingsdaten im Projekt PROBE.

	Sortierklasse	**Abkürzung**
01.	Graumetalle	GM
02.	Kupfer	Cu
03.	Messing	Msg
04.	Glas	Glas
05.	Keramik, Stein, Porzellan und sonstige Mineralik	KSP
06.	Kunststoffe	KS
07.	Rest (Rest)	Rest
08.	Kupferadern ohne Stecker	CuAd_oS
09.	Kupferadern mit Stecker	CuAd_mS
10.	Kupferkabel ohne Stecker	CuKa_oS
11.	Kupferkabel mit Stecker	CuKa_mS
12.	GM-Adern und Kabel ohne Stecker	GMKaAd_oS
13.	GM-Adern und Kabel mit Stecker	GMKaAd_mS
14.	Leiterplatten und Kondensatoren	PCBA
15.	Graumetall-Nichtmetall-Verbunde	GM_NM
16.	Kupfer-Nichtmetall-Verbunde	Cu_NM
17.	Messing-Nichtmetall-Verbunde	Msg_NM
18.	Graumetall-Kupfer-Verbunde	GM_Cu
19.	Graumetall-Messing-Verbunde	GM_Msg
20.	Kupfer-Messing-Verbunde	Cu_Msg
21.	Graumetall-Kupfer-Messing-Verbunde	GM_Cu_Msg
22.	Komplexe Metall-Nichtmetall-Verbunde	Komplex

LITERATUR

Deutsches Kupferinstitut (2001) *Messing – Ein moderner Werkstoff mit langer Tradition.* Online unter: https://www.kupferinstitut.de/wp-content/uploads/2019/09/i_messing02.pdf

Technische Universität Dresden: Institut für Fertigungstechnik (2015) *Korrelation zwischen der Oberflächenhistorie, den Prozessbedingungen und der Löteignung von Aluminiumwerkstoffen*. Schlussbericht IGF-Vorhaben (BMWi); Online unter: https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/if/fue/ressourcen/dateien/ag_thermisches_fuegen/abschlussberichte/IGF17.748_Schlussbericht?lang=de

Johnen, K. (2018) *Metallpotential von Shredder-Feinfraktionen*. In: Tagungsband 8. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft, 15. und 16. März 2018, Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien.

Entwicklung eines innovativen Multimetallseparators zur Aufbereitung von Post-Consumer Elektronikschrott

C. Borowski & T. Link
Hochschule Nordhausen, Fachbereich Ingenieurwissenschaften, Nordhausen, Deutschland

U. Brand
B&F Metallbautechnik GmbH, Forschung und Entwicklung/Konstruktion, Wildeshausen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Aufbereitung von Post-Consumer Elektronikschrott ist stark technikgetrieben. In den Recyclingbetrieben werden nach der Zerkleinerung des Schrotts u. a. Sortiergeräte eingesetzt, die mit Hilfe optischer Signale oder Röntgenstrahlung die Materialien hinreichend genau detektieren und ausschleusen. Dies funktioniert für Korngrößen > 20 mm gut. Jedoch können kleine Körner nur mit erhöhtem Aufwand erfasst und von speziell auf diesen Korngrößenbereich angepassten Maschinen, wie bspw. Nasstrenntischen, getrennt werden. Im Zerkleinerungsprozess entstehen Fraktionen mit einer Korngröße < 8 mm, die über 50 M. % magnetisches und magnetisierbares Material enthalten. Der hohe magnetische Anteil kann dazu führen, dass Bauteile etablierter Sortierapparate verstopfen und die Sortierleistung drastisch sinkt. Zur Entlastung dieser Apparate und zur Ausschleußung/Herstellung hochwertiger, magnetisierbarer Produkte, wird der Multimetallseparator entwickelt. Um die Produkte zu beurteilen, wird am Verfahren des Probenahmebettes geforscht. Damit soll es möglich sein, Mischproben mit großen Volumina repräsentativ zu beproben.

1 EINLEITUNG UND FUNKTIONSWEISE DES MULTIMETALLSEPARATORS

Der Einsatz von Magnetabscheidern ist in der Industrie ein etabliertes Verfahren, um magnetisierbare Stoffe aus einem Massenstrom zu separieren. Hierbei werden i. d. R. Elektromagneten verwendet, deren Magnetfeld mit Hilfe von Strom erzeugt wird. Im Bereich der Qualitätssicherung von Lebensmitteln finden Kassettenmagnete Anwendung, die über in Edelstahlrohre laufende Permanentmagnete verfügen und direkt in den Stoffstrom eingebracht werden (Abb. 1 rechts). Diese beiden beispielhaft angesprochenen Abscheidetechniken haben gemeinsam, dass sie nicht komplex aufgebaut sind und ein konstantes Magnetfeld über die Fläche ausbilden. Das heißt, alle magnetisierbaren Bestandteile werden aus dem Stoffstrom herausgezogen. Eine selektive Anpassung der Magnetfeldstärke ist für die meisten Anwendungsfälle nicht nötig. Dies führt nicht nur zu einem hohen Strom-/Magnetstabverbrauch, sondern kann den Abscheidegrad negativ beeinflussen. Im Projekt „Multimetallseparator“ ist u. a. ein Ziel, auf die zu separierenden Produkte abgestimmte Magnetfelder einzusetzen. Wie in Abb. 1 links dargestellt, soll ein magnetisches und ein nichtmagnetisches Produkt erzeugt werden. In Abb. 1 rechts ist ein Batch-Magnetabscheider dargestellt. Dieser wird mit Pneumatik angetrieben. Es werden die Magnetstäbe von links nach rechts in das Register und dann in den Fallstrom eingefahren. Der Nachteil dieser Konstruktion ist, dass der Stoffstrom zum Reinigen des Registers immer unterbrochen werden muss, da das gesamte Register aus dem Arbeitsbereich fährt.
Ziel des Projektes ist die Entwicklung eines innovativen Magnetabscheiders, der aus dem Elektronikschrott-Fallstrom magnetisierbare Materialien entnimmt, die auf ein magnetisches Feld reagieren. Diese Reaktion kann sowohl auf magnetischen als auch induktiven Eigenschaften beruhen.

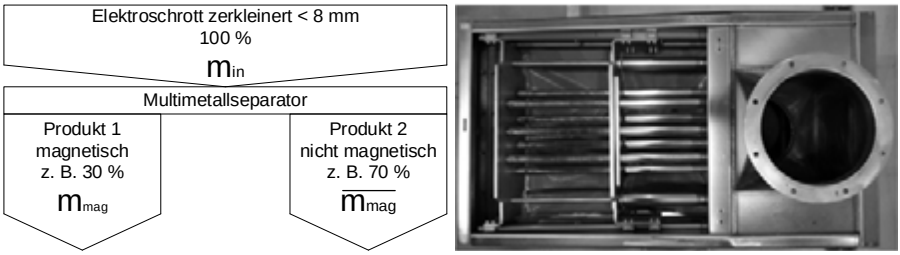


Abb. 1: Funktionsprinzip Multimetallseparator und Batch-Magnetabscheider.

Dabei kann das magnetische Produkt 1 in weitere Produkte getrennt werden, je nach angewandter Feldstärke. Somit wird die unterschiedliche Magnetisierungsfähigkeit von Materialien ausgenutzt. Die Entnahme soll über Dauermagnete erfolgen. Der Energieeinsatz ist mit Hilfe dieser Technik deutlich zu reduzieren. In dem Projekt wird zudem die optimale verfahrenstechnische Position des Multimetallseparators in den betreffenden Recyclinganlagen ermittelt. Dazu hat die Hochschule Nordhausen Feldversuche bei Partnerunternehmen und im Thüringer Innovationszentrum für Wertstoffe (ThIWert) geplant. Vier verschiedene Einsatzbereiche in einer Elektronikschrottaufbereitung sind für den Einsatz des innovativen Multimetallseparators vorgesehen:

1. Nach dem Schredder: Damit möglichst früh die magnetischen von den nicht-magnetischen Bestandteilen getrennt werden können, wird der Multimetallseparator nach dem Schredder im Fallstrom für Partikel < 8 mm eingesetzt. Dies kann den Prozess deutlich entlasten.
2. Kupferanreicherung: Um Kupfervorprodukte aus einem mechanischen Aufbereitungsprozess vermarkten zu können, müssen diese Vorprodukte einen Mindestanteil von 60 % Kupfer enthalten. Oft sind magnetische Verunreinigungen im Vorprodukt anzutreffen. Mit Hilfe eines Multimetall-Separators können diese im Fallstrom einfach entnommen werden. Ein Einsatz kann am Ende des Gewinnungsprozesses erfolgen und somit die Reinheit des Kupfervorproduktes erhöhen. Neben dem Qualitätssicherungsaspekt ist eine Steigerung des Verkaufspreises möglich.
3. Tantalanreicherung aus zerkleinerten Elektroaltgeräten: Tantal wird häufig als Werkstoff für Kondensatoren eingesetzt und besitzt magnetische Eigenschaften. Die Kondensatoren werden mit Hilfe der SMD (Surface-mounted Device) - Technologie immer kleiner und sind mit herkömmlichen Magnetabscheider-Systemen nicht zufriedenstellend separierbar. Durch seine spezifizierbaren magnetischen Eigenschaften kann Tantal vom Multimetallseparator erfasst und ausgeschleust werden. Allerdings sind die Anforderungen an den Ausgangsstoffstrom hinsichtlich der Korngröße und der Kornform hoch.
4. Einsatz im Bereich des Li-Ionen-Batterierrecyclings: Ein Trend in der Aufbereitung von Li-Ionen Batterien ist die mechanische Aufbereitung von Consumer- und Traktionsbatterien. Dafür wird die äußere Hülle der Batterie, die zum Schutz und zur Kühlung des Batteriepaketes dient, händisch demontiert und die freigelegten Zellen in einem anschließenden Prozess mechanisch zerkleinert. Aus diesem Stoffstrom können magnetisierbare Bestandteile herausgezogen werden.

2 ERGEBNISSE AUS DEM FORSCHUNGSVORHABEN

Aktuell befindet sich der Multimetallseparator im Stadium der Typenentwicklung. Abgestuft sind die Magnete mit magnetischen Flussdichten zwischen 0,2 Tesla und 2

Tesla so verbaut, dass sie zueinander verstellbar sind, siehe Abb. 2. Dadurch werden definierte und konstant magnetisierte Bereiche geschaffen.

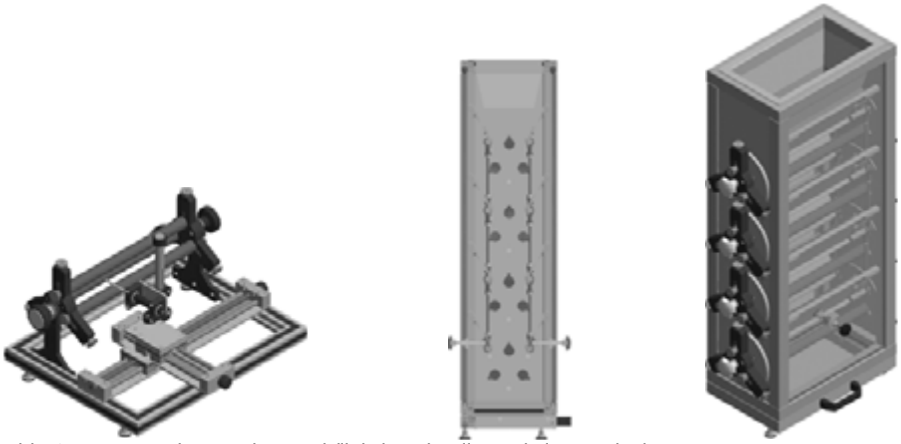


Abb. 2: Magnetstabversuchsstand (links) und Fallturm (Mitte; rechts).

In den Magnetstabversuchsstand können bis zu drei zylinderförmige Magnetstäbe verbaut werden. Über eine Messvorrichtung ist mit Hilfe eines Gaußmeters das Magnetfeld in drei Dimensionen reproduzierbar aufnehmbar. Ein vorteilhaftes Merkmal des Prototyps wird die kompakte Bauform sein. Er kann in einen Fallstrom eingebaut werden und benötigt weniger Platz im Vergleich mit einem Überbandmagneten. Die Abführung der magnetischen Materialien aus dem Reinigungsbereich kann hierbei über Rinnen mit Hilfe der Schwerkraft erfolgen. Des Weiteren können die Magnetstäbe elektromechanisch oder pneumatisch angetrieben werden, um die automatisierte Abreinigung der Magnetstäbe zu realisieren. Eine Materialauswahl für die im Produktstrom liegenden äußeren Rohre wurde mit Hilfe von Abrasionsversuchen und anschließender Werkstoffanalyse durchgeführt. Die Erstellung von technischen Zeichnungen und ersten Fallsimulation, bereits unter Einwirkung der magnetischen Suszeptibilität verwendeter Magnetfelder, waren im Fokus der Forschungsaktivitäten. Anschließend flossen die Anregungen direkt in die Ideen der Konstruktionsabteilung bei der Firma B&F Metallbautechnik GmbH mit ein. Des Weiteren konnte der Prototyp betriebswirtschaftlich kalkuliert und ein anpassbares Kostenmodell entwickelt werden. Darin fließen u. a. die verwendeten Bauteile inkl. der Materialien für die Magnetstäbe mit ein.
Zum Zeitpunkt der Fertigstellung des Beitrages für die Recy & DepoTech 2020 befindet sich der Prototyp in der Entwicklungsphase und ist daher nicht umfänglich im Text beschrieben. Der Vortrag im November 2020 geht auf die letzte Projektphase näher ein.

3 AUS DEM PROJEKT ENTWICKELTES PROBENAHMEVERFAHREN

3.1 Aktuelle Herausforderung bei der Probenahme von Schüttgütern

In Deutschland ist die Probenahme von Schüttgütern im Abfall- und Sekundärbrennstoffbereich nach der LAGA PN 98 (LAGA 2019), der DIN 19698-1 bis 6 und DIN EN 15442 etabliert. Die Normen und Handlungshilfen sagen u. a. aus, dass Abfälle aufgrund ihrer schwankenden stofflichen Zusammensetzung in der Regel nicht repräsentativ beprobt werden können. Es sei aber für eine Verwertung von sortenreinen Abfällen ausreichend, die qualitative Einschätzung des Stoffbestandes einschließlich der Schwankungsbreiten aufzuführen (LAGA Handlungshilfe 2019). Die Aussage, dass Abfälle nicht repräsentativ zu beproben sind, ist hierbei zu differenzieren. Die aufgezeigten Normen fokussieren den Bereich der Sekundärbrennstoffe.

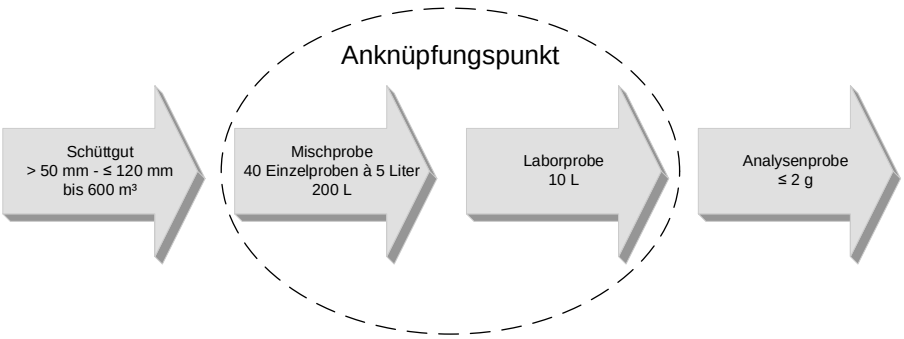


Abb. 3: Sekundärbrennstoff-Probemengen nach LAGA PN 98 und Anknüpfungspunkt.

Aus einem Sekundärbrennstoff-Schüttgut mit bis zu 600 m³ ist eine Mischprobe bestehend aus 40 Einzelproben à fünf Liter zu ziehen, siehe Abb. 3. Dies kann mit automatisierten Probenehmern bspw. nach den Normen DIN EN 15442 oder ISO/DIS 21645 ausgeführt werden. Aus der 200 Liter fassenden Mischprobe muss anschließend das Labor mindestens eine Laborprobe im Umfang von 10 Litern ziehen. In diesem Schritt ist nach LAGA-Vorgehen die Repräsentativität fragwürdig. Denn es werden zum Reduzieren der Proben das fraktionierte Schaufeln, Teilerkreuz und Riffelteiler empfohlen. Alle drei Verfahren stammen ursprünglich aus der Probenahme im Bergbau und setzen homogene Schüttgüter voraus. Zudem besteht beim fraktionierenden Schaufeln und dem Teilerkreuz die Gefahr einer Abweichung infolge der subjektiven Beeinflussung durch den menschlichen Probenehmer. Der Mitarbeiter könnte Bereiche aus der Mischprobe entnehmen, die besonders interessant (positiv wie negativ) für ihn sind. Solche getätigten Fehler sind mathematisch-statistisch nicht sicher und allgemein anwendbar zu beschreiben. Positiv kann der Einsatz von automatisierten Probenehmern auf die Repräsentativität wirken, da sowohl der Mensch als Fehlerquelle ausgeschlossen wird und Zufallsalgorithmen verwendbar sind. Eine derart generierte zehn Liter Probe kann repräsentativ heruntergeteilt werden, bspw. unter Anwendung der DIN 54385:2016-08 „Gewinnung repräsentativer Analysenproben mit der Pressbohrmethode“.
Das neu entwickelte Verfahren knüpft an den Schritt der repräsentativen Reduzierung einer Mischprobe mit einem Volumen deutlich über zehn Liter hin zu einer Laborprobe mit einem Volumen von zehn Litern an. Das System soll einfach zu bedienen sein und geringe Investitions- und Bedienkosten aufweisen.

3.2 Repräsentative Probenahme über das Probenahmebett

Im Projekt wird die repräsentative Beprobung von E-Schrott fokussiert. Letztlich soll mit dem Probenahmebett eine Vielzahl an Schüttgütern beprobt werden. Die Machbarkeit ist Kern weitere Forschungsaktivitäten des ThIWert. Eine zerstörungsfreie und repräsentative Probenahme von E-Schrott zur Gewinnung einer zehn Liter fassenden Laborprobe aus einer Mischprobe soll mit dem Verfahren aus Abb. 4 erreicht werden. Bedingung ist hier, dass die Korngröße des zu beprobenden Materials so klein ist, dass diese in die quadratischen Behälter fallen können. Zudem müssen die Behältnisse gleichmäßig über die gesamte Fläche des Probenahmebettes gefüllt sein. Nur so besteht die gleiche Chance für jedes Teilchen, in die Laborprobe zu gelangen (Gy 1992), (Gy 1999), (Zwisele 2004).

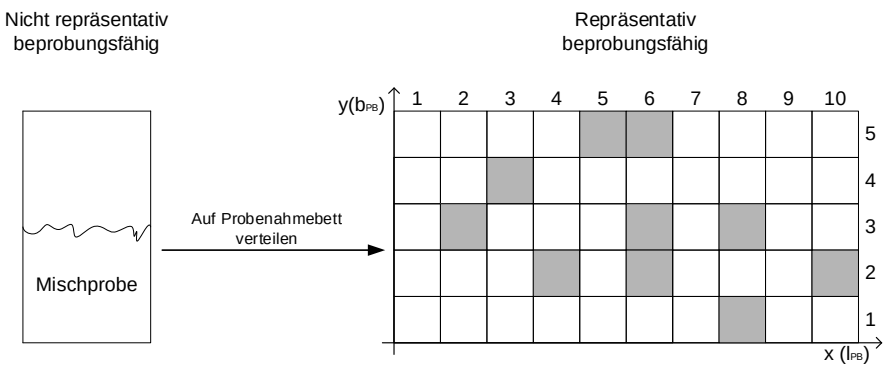


Abb. 4: Probenahmebett inkl. 50 Behältern mit jeweils einem Liter Volumen.

Das Probenahmebett wird in zwei Dimensionen x und y eingeteilt. Über das entstehende Raster läuft ein Zufallsgenerator, sodass eine vorgeschriebene Anzahl an Feldern ausgewählt wird. Die Anzahl der Felder richtet sich nach dem benötigten Probevolumen und des Raumvolumens jedes einzelnen Rasters. Beispielrechnung Anzahl zu entnehmender Raster:

$$V_{Laborprobe} = 10\ l \tag{1}$$

$$V_{Mischprobe} = 200\ l \tag{2}$$

$$V_{Raster} = l_R * b_R * h_R = l_R * b_R * h_{Probenahmebett} = 0{,}1\ m * 0{,}1\ m * 0{,}1\ m = 0{,}001\ m^3 \tag{3}$$

$$Anzahl_{zufällige\ Raster} = \frac{V_{Laborprobe}}{V_{Raster}} = \frac{10\ l}{1\ l} = 10 \tag{4}$$

Aus der Lieferung einer Mischprobe Elektroschrott $V_{Mischprobe}$ = 200 l soll eine Probe mit $V_{Laborpobe}$ = 10 l entnommen werden, vgl. Abb. 3. Ein Probenahmebett besitzt 50 quadratische Felder, unter denen jeweils ein Behälter mit einem Volumen von V_{Raster} = 0,001 m³ angebracht ist. Um auf das Probevolumen zu kommen, müssen 10 Raster ($Anzahl_{zufällige\ Raster}$) entnommen werden. Da die Mischprobe 200 l umfasst, sind vier Probenahmebetten mit 50 Rastern oder ein Probenahmebett mit 200 Rastern zu verwenden, siehe Abb. 5. Die statistische Sicherheit der Beprobung kann erhöht werden, indem die Raster kleiner zu wählen sind, beispielsweise V_{Raster} = 0,0005 m³. Dadurch müssen mehr Raster zufällig beprobt werden, um auf das Volumen der Probe zu kommen. Die Skalierbarkeit ist über die Anpassung der Geometrie bzw. der Rasteranzahl oder der Probenahmebettanzahl gegeben.

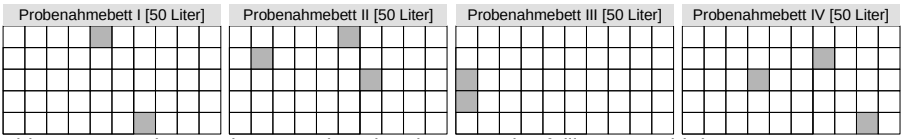


Abb. 5: Verwendung mehrerer Probenahmebetten und zufällige Auswahl der Raster.

Im Juli bis Dezember 2020 sind Versuche mit zwei-, drei- und fünf-Komponenten-Mischungen aus dem Bereich der Sekundärbrennstoffe sowie E-Schrott < 8 mm geplant, um empirische Daten zur Repräsentativität zu sammeln. Daraus lassen sich Schwankungsbreiten ableiten und Rückschlüsse auf die statistische Sicherheit ziehen. Ferner wird untersucht, wie die Materialen auf dem Probenahmebett zu verteilen sind und welche Werkzeuge dazu benötigt werden. Es ist darüber hinaus sicherzustellen, dass jedes Teilchen die gleiche Chance erhält, in einen Probenahmebehälter zu fallen.

4 DANKSAGUNG

Das Projekt lief vom 01.01.2018 bis zum 31.12.2020. Die Hochschule Nordhausen und die Firma B&F Metallbautechnik GmbH (Wildeshausen) danken dem Bundesministerium für Wirtschaft und Energie für die Finanzierung dieser Untersuchung im Rahmen des ZIM-Programms unter Förderkennzeichen ZF4079008KO8.







LITERATUR

Gy, P., (1999) Sampling for Analytical Puposes. Cichester, New York, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto: John Wiley & Sons, 1999.

Gy, P., (1992) Sampling of Heterogeneous and Dynamic Material Systems: Theories of Heterogeneity, Sampling, and Homogenizing. Amsterdam: Elsevier, 1992.

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LAGA (Hrsg.): Handlungshilfe zur Anwendung der LAGA Mitteilung 32 (LAGA PN 98). Stand: 05. Mai 2019. Mainz: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 2019.

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LAGA (Hrsg.): LAGA PN 98 - Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen. Stand: Mai 2019. Mainz: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 2019.

Zwisele, B., (2004) Entwicklung einer neuen Probenahmemethode für heterogene Abfälle geringer Schüttdichte. Dissertation. Berlin: Rhombos-Verlag, 2004.

Digital and service transformation of business models - the case of ATM Recyclingsystems

C. Ropposch
Graz University of Technology, Institute of General Management and Organisation, Graz, Austria

M. Kohlbacher & V. Skof
t-matix solutions GmbH, Deutschlandsberg, Austria

A. Anbauer
ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria

ABSTRACT: Several challenges like shorter technology cycles or the need for customization force companies to transform towards higher digitalization and servitization. The transformation towards Industry 4.0 has an impact on the overall company. Smart connected products allow companies to gather data, for example, about customers and their demands, and to use this information for developing offerings that are tailored to customers' needs. These offerings tend to integrate a higher share of (digital) services, leading to a transformation of the companies' product-oriented business model to a service-oriented business model. With the case of ATM Recyclingsystems, we were able to show how a recycling machine manufacturer transforms its business model by implementing an IoT platform from t-matix.

1 INTRODUCTION

Industrial companies nowadays face many challenges, like increasingly shorter technology cycles, the need from customers for customization, or cost pressure, to name a few. Companies therefore require higher flexibility, reactivity and individualization while at the same time maintaining at least the same or increasing efficiency. This drives the digitalization, the exploitation of digital opportunities (Rachinger et al. 2019) in industrial companies, also known as Industry 4.0 (I4.0) – the integration of digital technologies and services in manufacturing. The increasing digitalization in manufacturing results in a "completely intelligent, connected, and autonomous factory" (Kagermann et al. 2013, Kiel et al. 2017). Besides the integration of digital technologies, servitization changes the market from "product consumption to result-oriented demand" (Frank et al. 2019a). Customers expect some kind of service when dealing with the product. Both, digitalization and servitization, change the business model of the firm. This was confirmed by a study of Ernst & Young (2015), where 76 % of the companies interviewed perceive an increasing impact of digital technologies on the business model, whereas 32 % perceive a high increasing impact.
The trend of increasing digitalization and servitization affects all industrial companies in all sectors including the waste and recycling industry, as we will present in our case study. In this case, the company ATM Recyclingsystems implemented an IoT platform from t-matix with the goal, to provide customers with products that deliver the best efficiency and optimal cycle times. We further show in our case study, how the company has implemented the solution and how the business model has changed to be able to provide customers the new digital services.

2 DIGITALIZATION AND ITS INFLUENCE ON THE BUSINESS MODEL

In this section, we provide an overview of the digitalization of industrial companies and highlight especially the I4.0 and servitization concept. Furthermore, changes of the business model due to I4.0 and servitization are explained.

2.1 Industry 4.0 and servitization

I4.0, also known as *fourth industrial revolution*, *industrial internet of things* (Arnold et al. 2016) or *smart industry* (Metallo et al. 2018) describes how industrial companies change due to the integration of digital technologies and services. Frank et al. (2019a) describe I4.0 as "a new industrial maturity stage of product firms, based on the connectivity provided by the industrial internet of things, where the companies' products and processes are interconnected and integrated to achieve higher value for both customers and the companies' internal processes". With the aid of I4.0, companies in mature industries are able to connect machines, devices and products. This allows a quick and flexible adaptation to changes on the market. (Frank et al. 2019a, Wei et al. 2017).

There are a few technologies that build the basis for I4.0: Internet of things (IoT), cloud services, big data and analytics (Frank et al. 2019b). IoT means the "integration of sensors and computing in an internet environment through wireless communication" (Tao et al. 2018). Cloud services allow the storage of data by an internet provider that enables an on-demand access to them. IoT and cloud services together have the possibility to collect a vast amount of data, which results in Big Data storage, where data is gathered from different sources (systems, objects) and builds the basis for digital service offering. Together with analytics (e.g. data mining, machine learning), important information can be retrieved that may be a source of competitive advantage. (Frank et al. 2019a, Frank et al. 2019b, Porter & Heppelmann 2015)

The I4.0 concept changes the role of the human being in the production process, allows a flexible adjustment of production lines, enables an information exchange and integration along the supply chain and increases the implementation of digital technologies in products to smart, connected products (Porter & Heppelmann 2015). Smart, connected products enable companies to gain data that provide new information about customers, their demands, and so on. This data can build the basis for a competitive advantage. Therefore, companies need the capabilities in data analytics, that develop new business functions within the organization.

Smart, connected products and the possibilities that arise from the newly available data require companies to transform across the whole value chain. This affects product development (e.g. rethinking of the product design, integration of software and hardware, integration of service components), manufacturing (smart, connected products go beyond the production of physical products), logistics (tracking of products), marketing and sales (e.g. data gathering about product use and customer preferences, development of tailored services), after-sales activities (preventive, proactive and remote services) and also human resources (e.g. new skills are required). (Porter & Heppelmann 2015).

Digital technologies enable companies to offer digital services, like remote monitoring, big data or predictive analytics. Thus, industrial companies are able to gather data about customer needs and "provide new hybrid services for the clients". (Frank et al. 2019a). With servitization, the company's' business model transforms from a "product-centric to a service-oriented business model", offering a so called product-service-system (PSS) (Kowalkowski et al. 2017). Various classifications of servitization exist in the context of I4.0 - from complementing the physical product with services, having a low level of digitalization (e.g. maintenance, training, technical support via apps), to services with a high level of digitalization that substitute the transaction of the product

with a service (e.g. pay-per-use model) (Frank et al. 2019a). Due to the increasing digitalization and share of services in the value proposition, a change of the business model becomes necessary, as several aspects (e.g. revenue model) have to be changed as well. This is explained in the next section.

2.2 Business model innovation based on Industry 4.0 and servitization

Following the definition of Teece (2017), “a business model describes an architecture for how a firm creates and delivers value to customers and the mechanisms employed to capture a share of that value”. Due to the origins of the business model topic in different scientific disciplines, there is no uniform definition of this concept to date. Despite the diverse understandings of the business model, elements like value proposition, value creation and value capture developed toward the main elements when discussing business models (Rachinger et al. 2019).
With the emergence of the Internet and eCommerce, companies from the "old economy" tried to integrate aspects of eCommerce into their traditional business models, thereby changing their existing business model (Zollenkop 2006). Thus, the business model has become a source of innovation and competitive advantages.
The opportunities that digital technologies provide for the business model includes “the entire process of value creation and appropriation” (Langley et al. 2020). The share of software and services in the business model will continue to increase, whereas the share of mechanics and hardware in the value of the overall product will decrease. Internal and external processes and interdependencies are affected by a change or reconfiguration of internal capabilities, pricing models, revenue models, as well as cost structures and also how the company collaborates with external partners. This enables complete new business models in terms of value propositions, value creation and value capture (Burmeister et al. 2016, Geisberger & Broy 2012, Kiel et al. 2017, Langley et al. 2020, Paiola & Gebauer 2020, Porter & Heppelmann 2015).
The *value proposition* is changing more and more towards the provision of individual products and services or a combination of them as a solution package. This requires companies to gather and analyze data to enhance the offering. The *value creation* changes towards being more cooperative and customer centric. I4.0 provides a platform that facilitates cooperation with external partners thereby leading to the emergence of business ecosystems. An important aspect is to find a distribution of earnings between market participants, which results in a change in *value capture*, the revenue model in the business model. Existing payment models are changed, or new ones are created (e.g. “pay per value”, “pay per hour”) (Fraunhofer IPA 2014).
Depending on the intensity of changes conducted in the different elements, business model changes can be incremental adaptations or a radical business model change. The business model is *enhanced* if IoT technologies are used for services of the companies’ products (e.g. maintenance). Thus, the company is able to differentiate from competitors and provide a better customer experience through content, information insight and engagement. Furthermore, the business model can be *extended* by using IoT technologies that provide new services in order to increase the efficiency of customer’s products and services (e.g. preventive maintenance, spare parts optimization). Companies develop from a transactional approach towards a relationship-based approach in order to provide the end-user the appropriate services. The most radical change encompasses a *redefinition* of the business model, where the company changes the value proposition in such a way that IoT technologies are used to support customers in reaching a specific business outcome (e.g. Overall Equipment Efficiency). Physical products and services are replaced by digital elements or fully integrated value by combining the digital and physical elements and thus, generating new revenues. (Bauernhansl et al. 2015, Berman 2012, Paiola & Gebauer 2020).

3 CASE STUDY – DIGITALIZATION AT ATM RECYCLINGSYSTEMS

The case study describes how the company ATM Recyclingsystems implements the IoT platform and transforms towards a service-oriented provider.

3.1 ATM Recyclingsystems and t-matix

ATM stands for Arnold Technology for metal recycling. The company has more than 80 years of experience in metal-recycling systems and is a leading company of the ASCO Group. ATM engineers, plans, produces and services metal-recycling-systems for the treatment of secondary raw materials. The basis of the integrated solutions is ATM`s market leading engineering knowledge, the in-house-production of recycling machines and the worldwide spare parts and service support. The companies' mission is to develop long-term relationships with their customers and supply the best technology and service solutions to contribute to the customers' success.
t-matix offers an IoT platform with which IoT applications can be implemented without the need for programming. Leading companies in various industries rely on the t-matix IoT platform to digitize their products, develop new digital services, and innovate their business models. The modular principle of the platform enables the professional implementation of tailor-made applications and significantly shortens the implementation time as well as the market launch of IoT solutions.

3.2 Implementing an IoT Platform at ATM

The purpose of the project was to support ATM Recyclingsystems with the t-matix IoT platform in their digitization process. ATM intended using an IoT platform that is oriented towards the customers' requirements, responds flexibly to change requests, and covers powerful application enabling functionality. With this platform, the company intends to pursue its mission to provide its customers with products that have maximum efficiency and optimal cycle times. Aligned with this overall objective, t-matix implemented an IoT portal and a mobile app for visualising the parameters of the recycling machines, as well as monitoring and evaluating the machines' operating data. An implementation of an IoT platform requires three areas: the portal infrastructure, the user concept or structure of the portal, and the desired portal design. In the portal infrastructure, the technical requirements as well as the data acquisition from the machines, devices, interfaces, other data sources, etc. are specified. The user concept determines the portal structure with the individual authorization structures, authorization groups and required functions. The design module ensures that the IoT portals are implemented according to the corporate design of the customer. Companies have different requirements regarding data storage. A distinction is made between the cloud variant, the on-premise variant and the hybrid variant. The cloud solution was realized with an own ATM instance reachable under a specific domain. Within the instance – an instance is a customer installation where the data is physically separated from each other – ATM has the possibility to create additional portals (individual customer portals with individual functionality and design).

3.3 Added value for ATM and its customers

The implemented IoT platform generates value for both ATM and its customers. Due to the new platform and thereby the connectivity of devices and machines, ATM is able to generate valuable data. The company can determine how customers use the products, which error messages will occur, how heavy the load on the machines is and whether maintenance is carried out on time. These data provide important information for the company in terms of product innovation and product and service improvements. Overall, ATM can offer new digital services (Smart Services) with the IoT

portal as well as the app. Subsequently, these services are explained in slightly more detail.

- *Remote monitoring:* The user gets an overview of the current/last status of the selected machine. The last received data for the defined parameters are displayed in the report as well as operating data and static master data for the machine. In addition, all important information regarding remote monitoring will be displayed, e.g., oil temperature, cycle times, mode, operating hours, production in pieces, etc. Furthermore, the response time to fix occurring errors on the machines will be presented. Via the app, the user receives push notifications in case of an error on the machine. Warnings can also be set via the app.
- *Productivity measures:* The user has the possibility to compare different machines to each other concerning operating hours in automatic mode and total produced pieces. A pivot table will be displayed showing the daily aggregated data for operating hours and pieces. Furthermore, a bar chart for operating hours as well as for pieces will be displayed for the user.
- *Maintenance intervals:* The user is presented with an overview of the services and due dates for services on the selected machines. The user selects the required machines and a table is displayed informing them about the last and next service date as well as the hours until the next service, the service interval, and the total operating hours of the machine. These values are based on the values of the yearly service which needs to be carried out for each machine.
- *Wear parts documentation via App:* The user has an overview on when the last wear parts service took place and which parts were maintained or replaced during the last service. Furthermore, the user can start the documentation of a wear parts service on the machine directly from that screen. When a user does a wear parts service on the machine, the maintained parts should be documented via the app. The user can select the desired machine type by clicking on the “start wear parts service” button. After finishing the documentation, the list is sent to the portal.

3.4 ATM’s business model innovation through servitization

ATM is changing and expanding its business model and is tapping new revenue streams through servitization. The servitization strategy allows the company to shift from selling a product to selling an integrated product/service offering. Regarding value proposition, ATM is now offering its customers a digitally enriched product by means of value adding digital services. With the IoT portal and the mobile app, customers of ATM can operate the recycling machines more productively and in a more resource-saving manner. Through maintenance and wear parts management, machine uptime is enhanced. In terms of value capture, ATM is monetizing these newly created digital services via monthly subscription resulting in a new recurring revenue stream for ATM. The partnership between ATM and t-matix provides the basis for value creation, as the newly created digital services are enabled by the IoT platform.

4 CONCLUSION

The transformation towards I4.0 and increased servitization changes the business model of industrial companies. Companies can use digital technologies to enrich their business model by adding digital services to traditional product offerings. In its most distinctive form, the business model is redefined – companies transform from product-oriented to service-oriented providers. With the case study of ATM Recyclingsystems and implementing the IoT platform from t-matix, we have shown how a traditional recycling machine manufacturing company transforms into a service-provider that offers

its customers smart services in terms of productivity measures, maintenance intervals or wear parts documentation via App, for example. In turn, ATM is able to generate valuable data to determine machine usage, errors and maintenance cycles. This further helps the company to innovate and offer new products and services.

REFERENCES

Arnold, C., Kiel, D., Voigt, K.I. (2016) *How the industrial internet of things changes business models in different manufacturing industries.* International Journal of Innovation Management 20 (8), 1–25.

Bauernhansl, T., Emmeric, V., Döbele, M., Paulus-Rohmer, D., Schatz, A., Weskamp, M. (2015) *Geschäftsmodell-Innovation durch Industrie 4.0. Chancen und Risiken für den Maschinen- und Anlagenbau*. Studie, Dr. Wieseluber & Partner GmbH & Fraunhofer IPA.

Berman, S. J. (2012) *Digital transformation: opportunities to create new business models.* Strategy & Leadership 40 (2), 16–24.

Burmeister, C., Lüttgens, D., Piller, F. T. (2016) *Business Model Innovation for Industrie 4.0: Why the "Industrial Internet" mandates a new Perspective on Innovation.* Die Unternehmung 72 (2), 124-152.

Ernst & Young (2015) *Digitalisierung: Wer investiert und profitiert – wer verliert ?* Studie, Ernst & Young GmbH.

Frank, A.G., Dalenogare, L.S., Ayala, N.F. (2019) *Industry 4.0 technologies: Implementation patterns in manufacturing companies.* International Journal of Production Economics 210 (April 2019), 15–26.

Frank, A.G., Mendes, G.H.S., Ayala, N.F., Ghezzi, A. (2019) *Servitization and Industry 4.0 convergence in the digital transformation of product firms: A business model innovation perspective.* Technological Forecasting and Social Change 141 (2019), 341–351.

Fraunhofer IPA (2014) *Strukturstudie „Industrie 4.0 für Baden-Württemberg" - Baden-Württemberg auf dem Weg zu Industrie 4.0*. Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung, Ministerium für Finanzen und Wirtschaft Baden-Württemberg.

Geisberger, E., & Broy, M. (2012) *agendaCPS - Integrierte Forschungsagenda Cyber-Physical Systems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Kagermann, H., Wahlster, W., Helbig, J. (2013). *Recommendations for implementing the strategic initiative Industrie 4.0 - Final report of the Industrie 4.0 Working Group*. Frankfurt am Main.

Kiel, D., Arnold, C., Voigt, K.I. (2017) *The influence of the Industrial Internet of Things on business models of established manufacturing companies – A business level perspective.* Technovation 68 (December 2017), 4–19.

Kowalkowski, C., Gebauer, H., Oliva, R. (2017) *Service growth in product firms: Past, present, and future.* Industrial Marketing Management, 60 (January 2017), 82–88.

Langley, D.J., van Doorn, J., Ng, I.C.L., Stieglitz, S., Lazovik, A., Boonstra, A. (2020) *The Internet of Everything: Smart things and their impact on business models.* Journal of Business Research, in press.

Metallo, C., Agrifoglio, R., Schiavone, F., Mueller, J. (2018) *Understanding business model in the Internet of Things industry.* Technological Forecasting and Social Change 136 (February 2018), 298–306.

Paiola, M., Gebauer, H. (2020). *Internet of things technologies, digital servitization and business model innovation in BtoB manufacturing firms.* Industrial Marketing Management, in press.

Porter, M.E., Heppelmann, J.E. (2015) *How Smart, Connected Products Are Transforming Companies.* Harvard Business Review 93 (10), 91–114.

Rachinger, M., Rauter, R., Müller, C., Vorraber, W., Schirgi, E. (2019) *Digitalization and its influence on business model innovation.* Journal of Manufacturing Technology Management 30 (8), 1143–1160.

Tao, F., Qi, Q., Liu, A., Kusiak, A. (2018) *Data-driven smart manufacturing.* Journal of Manufacturing Systems 48 Part C (July 2018), 157–169.

Teece, D. J. (2017) *Business models and dynamic capabilities.* Long Range Planning 51 (1), 40–49.

Wei, Z., Song, X., Wang, D. (2017) *Manufacturing flexibility, business model design, and firm performance.* International Journal of Production Economics 193 (November 2017), 87–97.

Zollenkop, M. (2006) *Geschäftsmodellinnovation*. Deutscher Universitäts-Verlag, Wiesbaden.

Modulare Sortierprozesse und künstliche Intelligenz als Mittel zum Recycling von Elektro(nik)-Altgeräten

M. Vogelgesang & L. Schebek
Technische Universität Darmstadt, Institut IWAR SuR, Darmstadt, Deutschland

K. Bokelmann & W. Benner
Fraunhofer IWKS, Urban Mining, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Bereich der Elektro(nik)altgeräte erschweren Miniaturisierung und abnehmende Wertstoffgehalte eine wirtschaftliche manuelle Demontage und Sortierung. Spuren von Hochtechnologiematerialien können bei einer unspezifischen Weiterbehandlung in andere massereiche Ströme dissipieren. Die zunehmende Komplexität der Stoffströme erfordert eine flexible Anpassung automatisierter Behandlungsprozesse. Hierzu untersucht die Fraunhofer-Einrichtung IWKS mit einer modularen Sortieranlage das Potenzial individueller Sortierprozessführung. Im Bereich der sensorbasierten Sortierung schafft der Einsatz künstlicher Intelligenz neue Möglichkeiten, Objekte genauer zu klassifizieren und Sortierkriterien automatisiert einzulernen. Durch die digitale Vernetzung der Anlage mit ihrer Umwelt sollen zukünftig auch wertoptimierte Sortierungen möglich sein.

1 EINLEITUNG

Durch die zunehmende Verkürzung von Produktlebenszyklen findet eine beschleunigte Änderung der Stoffstromzusammensetzungen bei einer Zunahme der Materialvielfalt statt. Ein Beispiel hierfür stellen Elektro(nik)altgeräte als einer der europaweit am schnellsten wachsenden Abfall-Stoffströme dar (European Commission 2020). In diesen sind zahlreiche Hochtechnologiematerialien enthalten (Holgersson et al. 2018). Bei einer unspezifischen Behandlung der Materialien gehen diese Spuren in anderen massereichen Stoffen verloren (Fendel & Kempkes 2014).
Eine Möglichkeit beim Recycling von Elektro(nik)altgeräten stellen die manuelle Zerlegung und Sortierung der Geräte dar. Durch die fortschreitende Miniaturisierung und abnehmende Wertstoffgehalte in den Geräten nimmt der Arbeitsaufwand kontinuierlich zu, sodass der Kostenaufwand kaum noch durch Einnahmen aus dem Verkauf der Fraktionen gedeckt werden kann (Fendel & Kempkes 2014). Einrichtungen, wie das Demontage- und Recyclingzentrum in Wien oder die Azur GmbH bei Darmstadt, können daher meist nur durch Förderungen oder die niedrigen Lohnkosten sozialer Arbeitsprogramme bestehen.
In den aktuell verwendeten automatischen Anlagen großer Recyclingbetriebe ist dagegen eine stoffstromspezifische Behandlung nur schwierig umsetzbar. Besonders bei Stoffströmen mit geringem Mengenaufkommen ist die Behandlung als separater Batch mit eigenem Sortierprogramm oft mit hohem logistischem und technischem Aufwand verbunden.
Zur Weiterentwicklung der Materialtrennung aus komplexen Altprodukten wurde bei der Fraunhofer-Einrichtung für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS eine modulare hochflexible Sortieranlage aufgebaut, mit der variabel verschiedene Prozesskombinationen und die spezifische Einstellung der einzelnen Prozessschritte untersucht werden können. Zur Zerkleinerung werden ein Prallbrecher und die materialselektiv wirkende elektrohydraulische Zerkleinerung eingesetzt. In verschiedenen

Forschungsvorhaben werden derzeit u.a. die Stoffströme zerkleinerter Smartphones, komplexer Kunststoffgemenge und Akkus im Hausmüll untersucht.
Die Entwicklung eines individuellen Sortierprozesses für einen neuen Stoffstrom ist zeitaufwändig, was ein Problem für diesen Ansatz in der Praxis darstellt. Um den wirtschaftlichen Einsatz individueller Sortierprozesse bei Entsorgern zu erlauben, ist eine Verringerung des Aufwandes nötig. Hier setzt der Einsatz künstlicher Intelligenz an, der es erlauben soll, Sensoren auf bestimmte Inputströme zu „trainieren“. Wie in eigenen Versuchen gezeigt werden konnte, ist durch den Einsatz künstlicher Intelligenz darüber hinaus eine Steigerung der Sortiergenauigkeit, insbesondere bei komplexen Materialzusammensetzungen, möglich, was die genauere Differenzierung der Komponenten für eine weitere Verarbeitung erlaubt.

2 SORTIERUNG – STATUS QUO UND VISION

In die modulare Sortieranlage des Fraunhofer IWKS soll zukünftig eine sensorbasierte Sortierung auf Basis von künstlicher Intelligenz integriert werden.

2.1 Modulare Sortieranlage

Die modulare Sortieranlage des Fraunhofer IWKS (Abb.1) ist ausgestattet mit mehreren Aggregaten zur Sortierung und Klassierung von Material.

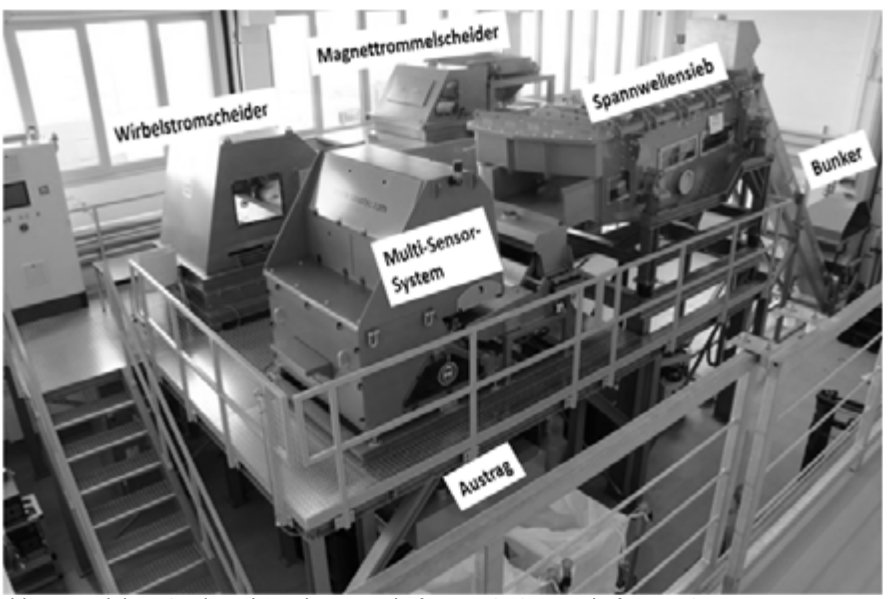


Abb. 1: Modulare Sortieranlage des Fraunhofer IWKS. © Fraunhofer IWKS.

Das zu sortierende Material wird aus einem Bunker mit Fördertechnik auf die verschiedenen Aggregate aufgegeben. Ein Zickzack-Windsichter zur Abscheidung leichter Objekte, wie Staub oder Folien, sowie ein Spannwellensieb für die Erzeugung eines spezifischen Korngrößenverhältnisses, unter Abscheidung von wählbarem Unter- und Überkorn, erlauben die Vorkonditionierung für nachfolgende Sortierschritte. Magnet- und Wirbelstromscheidung werden für die Abscheidung von metallischen Partikeln eingesetzt. In einem sensorbasierten Sortieraggregat (Abb. 2) wird das Material in weitere Fraktionen aufgetrennt.

Auf einer Arbeitsbreite von 1 m durchläuft das Material drei unterschiedliche Sensoren. Abhängig von der Sortierentscheidung fällt das Material am Ende des Transportbands entweder in eine erste Fraktion oder wird mit Hilfe von Druckluft in eine zweite Fraktion ausgeblasen. Das Sortieraggregat verfügt über einen Induktionssensor, eine optische CCD-Kamera und eine hyperspektrale Nahinfrarot-Kamera (NIR). Mit Hilfe der drei Sensoren kann das Sortiergut nach Metallgehalten, Farben, Formen und Kunststoffsorten bzw. anderen IR-aktiven Bestandteilen getrennt werden. In der Auswerteelektronik werden die Informationen der Sensoren verknüpft, um zielgenau die gewünschten Objekte zu erkennen. Hierbei kann es sich beispielsweise bei der Aufbereitung von zerkleinerten Smartphones um Platinen handeln, welche sowohl Kunststoff- als auch Metallgehalte aufweisen und oft eine bestimmte Farbpalette besitzen – im Gegensatz zu (eventuell ebenfalls farbigen) Smartphone-Gehäusen, metallischen Strukturbauteilen oder dem Displayglas.

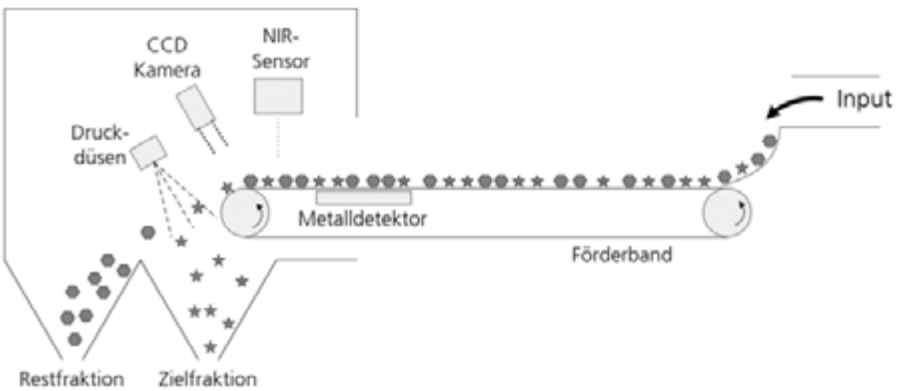


Abb. 2: Prinzip der sensorbasierten Sortierung. © Fraunhofer IWKS.

Die Kombination der Aggregate kann dabei frei gewählt werden, um Unterschiede in der Reihenfolge sowie der Wiederholung einzelner Verfahrensschritte zu untersuchen. Die einzelnen Aggregate sind dabei frei konfigurierbar. Daten zu Verbräuchen, Prozessparametern und die Sensordaten können für eine weitere Verarbeitung aufgezeichnet werden. Die Anlage ermöglicht Untersuchungen im Bereich weniger Gramm bis zu Sortierprozessen mehrerer Tonnen pro Tag.
Anwendung findet die modulare Sortieranlage in aktuellen Forschungsprojekten. Durch systematische Untersuchungen zur Sortierung von Smartphone-Komponenten konnte eine innovative Prozesskombination entwickelt werden. Die Vision des Fraunhofer IWKS ist es, durch die Verwendung von künstlicher Intelligenz in der sensorbasierten Sortierung die Qualität des Outputs noch weiter zu steigern.

2.2 Künstliche Intelligenz

Die Definition von künstlicher Intelligenz ist strittig. Generell wird damit bezeichnet, dass ein Computer in der Lage ist, möglichst selbstständig Probleme zu lösen. Hierfür kann auch eine bestimmte Logik fest einprogrammiert sein.
Maschinelles Lernen beschreibt das Erzeugen von Wissen aus Erfahrung und wird häufig als Teilbereich der Statistik verstanden. Es wird eingesetzt, um in Trainingsdaten Muster und Gesetzmäßigkeiten zu erkennen und damit gewissermaßen künstliche Intelligenz zu erreichen. Diese Gesetzmäßigkeiten können dann wiederum genutzt werden, um neue Daten, also etwa die NIR-Informationen eines unbekannten Objekts, einer bestimmten Materialkategorie zuzuordnen. Maschinelles Lernen ist also ein Werkzeug zum Erreichen von künstlicher Intelligenz.

2.2.1 Vorgehen beim maschinellen Lernen

Zunächst wird ein Set klar definierten Materials zu Trainingszwecken erzeugt. Es wird getrennt nach gewünschten Zielfraktionen auf die Sortiermaschine aufgegeben und die Sensordaten aufgezeichnet. Die Daten der jeweiligen Fraktion werden dabei mit dem entsprechenden Label (beispielsweise „Displayglas“) versehen. Sind alle Fraktionen erfasst, werden diese Daten verwendet, um Maschinenlern-Algorithmen zu trainieren. Sobald die richtige „Formel“ zur Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Sensordaten und Fraktion ermittelt ist, werden für die Klassifikation, also die Zuordnung von neuen Daten zu den erlernten Gruppen, nur noch Sekundenbruchteile benötigt.

Dies soll im Folgenden anhand eines NIR-Sensors erläutert werden. Die Auswertung erfolgt dabei zunächst anhand einzelner Messpunkte. Dieses Verfahren wird daher als „bildpunktbasiert“ bezeichnet. Im Normalfall wird ein Material anhand weniger charakteristischer Bereiche der Spektren klassifiziert. Der Einsatz eines künstlichen neuronalen Netzes lieferte bei eigenen Versuchen, mit jeweils nur einer Hand voll Flakes als Trainingsmaterial, bereits deutlich bessere Ergebnisse als die konventionelle Sensordatenauswertung etwa in Form von Entscheidungsbäumen. Eine große Hürde beim Training komplexer Algorithmen liegt in der großen benötigten Menge an Trainingsdaten. Aus einem zu kleinen Datensatz kann eine sogenannte Überanpassung resultieren. Das System verliert dabei die Fähigkeit zur Generalisierung und ist dann in der Lage, nur noch genau die gezeigten Spektren zu erkennen, aber keine ähnlichen Daten mehr dieser Gruppe zuzuordnen. Der Vorteil beim getesteten NIR-Sensor liegt in der vergleichsweise hohen räumlichen Auflösung. Jedes Flake wird mit einer Vielzahl von Bildpunkten erfasst, woraus sich wiederum eine große Anzahl von Trainingsdaten ergibt. Dies erlaubte bei ersten Tests eine Genauigkeit in der Klassifikation, also der Bestimmung eines (komplexen) Materials an einem einzelnen Bildpunkt, von über 90 %, was angesichts der Zusammenfassung von Bildpunkten eines Objekts weiter gesteigert wird. Künstliche neuronale Netze stellen dabei nur eine Art von Algorithmen dar, welche jedoch in eigenen Versuchen die besten Ergebnisse lieferte. Um einzelne Bildpunkte zu klassifizieren, eignen sich diese Verfahren, wie gezeigt, bereits gut. Unter anderem wird zu folgenden Sensoren geforscht: NIR (Chen & Feil 2019), LIBS (Stefas et al. 2019) oder Hyperspektralanalysen (Tehrani & Karbasi 2017). Das Ziel am Fraunhofer IWKS ist es daher, zunächst für die Sortierung mit NIR-Sensorik, bildpunktbasierte Verfahren zur Verbesserung der Sortierung einzusetzen.

2.2.2 Objektbasierte Sortierung

Für viele Aufgaben ist der Informationsgehalt eines einzelnen Bildpunkts jedoch zu gering. Besonders beim Einsatz von Farbkameras stellt die Intensität dreier Farbwerte noch keine ausreichende Information über ein Objekt zur Verfügung. Erst aus der Kombination mehrerer Bildpunkte, zur Erkennung von Mustern, Flächen und Formen, ergibt sich eine ausreichende Menge von Informationen zur Bestimmung eines Objektes. Hier begibt man sich in den Bereich der objektbasierten Verfahren.

In vielen Bereichen der Objekterkennung ist durch Methoden des maschinellen Lernens eine große Weiterentwicklung zu verzeichnen. Ob im Bereich der Gesichtserkennung, im Straßenverkehr für das autonome Fahren oder im produzierenden Gewerbe für die Überwachung der Produktqualität – bildanalytische Verfahren halten Einzug in viele Bereiche.

Objektbasierte Verfahren bringen jedoch den Nachteil mit sich, dass je Objekt nicht eine Vielzahl von Bildpunkten für das Training verwendet werden kann, sondern lediglich ein einzelnes Objekt. Um eine ausreichende Genauigkeit zu erhalten, ohne die zuvor erwähnte Überanpassung zu riskieren, sind daher oft tausende Bilder nötig.

Wenngleich es auch auf Grundlage anderer Algorithmen möglich ist, so wird das Feld aktuell vor allem von künstlichen neuronalen Netzen und hier insbesondere den Convolutional Neural Networks dominiert. Die Erkennung von Umrissen ist dabei als sinnvolle Anwendung noch recht einfach verständlich und lässt sich etwa zur Erkennung von Flaschentypen in Leergutautomaten verwenden. Doch auch Muster auf Oberflächen lassen sich zur Klassifikation von Objekten verwenden – so etwa beim Smartphone durch die Unterscheidung der netzartigen Bruchlinien auf dem Displayglas von den regelmäßig angeordneten Bahnen einer Leiterplatte.
Systeme sind damit immer mehr in der Lage, Aufgaben zu übernehmen, die bislang menschlichen Akteuren vorbehalten waren. Besonders in Hochlohnländern oder in gefährlichen bzw. nicht zumutbaren Umgebungen ist dieser Austausch menschlicher Arbeitskraft denkbar, doch auch als Erweiterung der Sortierfähigkeiten. Sensoren sind nicht wie das menschliche Auge auf Farb-, Gestalt und Mustererkennung im sichtbaren Bereich des Lichts beschränkt. Die Nutzung und Kombination anderer Wahrnehmungskanäle sowie das ermüdungsfreie Arbeiten über Wochen und Monate stellen große Vorteile dar. Daher ist es nur eine Frage der Zeit, bis künstliche Intelligenz auch in der Recyclingwirtschaft Einzug hält, was sich auch in der Forschung für die Gewinnung von Sekundärrohstoffen zeigt (Bircanoglu et al. 2018, Yang & Thung 2016). Für die anfangs angesprochenen Farbkameras und die Metalldetektion sollen am Fraunhofer IWKS in Zukunft künstliche neuronale Netze für objektbasierte Sortierentscheidungen in den Prozess integriert werden.
Erste Hersteller von Sortiermaschinen nutzen bereits objektbasierte Systeme, um Roboter für Pick-and-Place-Aufgaben anzuleiten und damit menschliche Arbeiter, z.B. bei der Sortierung von Bauabfällen oder in Papier-Recyclinganlagen, zu unterstützen oder abzulösen. Zur Erkennung werden dabei RGB-Kameras, Spektrometrie im sichtbaren oder Nahinfrarotbereich, induktive Metalldetektoren, 3D-Sensoren oder Kombinationen daraus eingesetzt. So wird der Einsatzbereich noch über den Rahmen menschlicher Fähigkeiten hinaus erweitert.
Doch auch abseits der Robotik sind inzwischen Sortiermaschinen verfügbar, die mit KI-gestützter Objekterkennung Silikonkartuschen aus einem Polyethylen-Stoffstrom entfernen können oder Münzen von anderen NE-Metallen unterscheiden. Das breite Spektrum mittlerweile angebotener Sortierlösungen zeigt, dass die Chancen von – und ggf. auch die Nachfrage nach – solchen Systemen erkannt wurden.
Interessant wird hier insbesondere die Kombination verschiedener Sensoren, um sehr gezielt bestimmte Produkte und Materialien sortieren zu können. Am Fraunhofer IWKS soll der Multi-Sensor-Sorter, mit Farbkamera, Metalldetektion und NIR-Sensorik bestückt, damit in der Lage sein, in einem einzigen Schritt Platinen eines bestimmten Typs auszusortieren, selbst wenn die Unterschiede für klassische Systeme zu gering erscheinen.

2.2.3 Digitale Vernetzung

Doch nicht nur die Anwendung auf ohnehin komplexe Sortierprobleme ist denkbar. Mit Hilfe von KI können sensorbasierte Sortiersysteme auch auf sich verändernde Stoffströme angepasst werden. Durch das Trainieren der Systeme mit Beispielmaterial ist der Aufwand für das Einlernen neuen Inputmaterials oder die Anpassung der Zielfraktionen reduziert und die Daten verschiedener Anlagen können gemeinsam gespeichert und verarbeitet werden.
Auch wenn der wesentliche Ansatz im vorherigen Training der Algorithmen liegt – entweder beim Hersteller oder vor Ort – zielen einige Anwendungen bereits auf eine kontinuierliche Verbesserung ab. Die Systeme können aus ihren Daten nicht nur bestimmen, welche Objektklassen in welchen Mengen vorliegen und welche Qualität für die verschiedenen Fraktionen resultiert. Die Daten können auch genutzt werden, um

Ausreiser oder Trends in der Qualität des Eingangsmaterials festzustellen. Unbekannte Objekte oder Unterschiede innerhalb einer Klasse sollen darüber hinaus zu einer noch genaueren Unterscheidung in weitere Klassen führen. Dass die Auswertung von Maschinendaten auch andere interessante Ansätze bietet, ist Gegenstand eines weiteren großen Forschungsbereichs. Für eine vorausschauende Wartung soll etwa eine Veränderung in der Leistungsaufnahme eines Motors dessen Verschleiß prognostizieren oder eine periodische Schwankung den Ausfall eines Lagers.
Doch auch die Vernetzung mit anderen Maschinen, zur optimalen Auslastung der Aggregate, oder die Abstimmung mit externer Logistik werden angestrebt. Mit einer Erweiterung des Systems um Hintergrundinformationen ist auch eine flexible Anpassung der Sortierkriterien denkbar. Ändert sich der Marktpreis für bestimmte Sekundärrohstoffqualitäten, kann der Output automatisch darauf angepasst werden und wertbasierte Entscheidungen hinsichtlich besserer Qualität oder größeren Outputs erlauben. Unsere Vision für die Sortieranlage am Fraunhofer IWKS ist ein System, welches seine Sortierentscheidungen selbstständig auf Daten aus der Umwelt anpasst.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Aufgrund rapider Änderungen in der Produktbeschaffenheit sind innovative Lösungen für die Sortierung gefragt. Neben einer Flexibilisierung der Einzel- und Gesamtprozesse zeigt sich großes Potenzial in der Nutzung neuer Methoden der Datenverarbeitung. Die sensorbasierte Sortierung kann durch künstliche Intelligenz zu einer besseren Qualität im Bereich der Sekundärrohstoffe beitragen und durch die umfassende digitale Vernetzung gezielter auf Veränderungen reagieren. Die Fraunhofer-Einrichtung IWKS forscht zu diesem Zwecke mit einer modularen Sortieranlage an flexiblen Trenn- und Sortierprozessen sowie dem Einsatz von maschinellem Lernen in der Sortierung.

LITERATUR

Bircanoglu, C., Atay, M., Beser, F., Genc, O. & Kizrak, M. A. (2018) RecycleNet: Intelligent Waste Sorting Using Deep Neural Networks. In T. Yıldırım, Y. Manolopoulos, P. P. Angelov & L. Iliadis (eds.), 2018 IEEE (SMC) International Conference on Innovations in Intelligent Systems and Applications (INISTA 2018). Thessaloniki, Greece, 3-5 July 2018: proceedings (S. 1–7). Piscataway, NJ: IEEE.

Chen, X. & Feil, A. (2019) Detection and classification of heterogeneous materials as well as small particles using NIR- spectroscopy by validation of algorithms. In J. Beyerer, F. Puente León & T. Längle (Hrsg.), OCM 2019 - Optical Characterization of Materials: Conference Proceedings (S. 63–77). Karlsruhe, Baden: KIT Scientific Publishing.

European Commission (2020) Waste Electrical & Electronic Equipment (WEEE). Zugriff am 25.05.2020. Verfügbar unter https://ec.europa.eu/environment/waste/weee/index_en.htm

Fendel, A. & Kempkes, P. (2014) Die veränderte Welt des Metallrecyclings – Steigende Vielfalt der Funktionswerkstoffe – Entropie und Dissipation in Schrotten. uwf UmweltWirtschaftsForum, 22(2-3), 207–212. https://doi.org/10.1007/s00550-014-0329-0

Stefas, D., Gyftokostas, N., Bellou, E. & Couris, S. (2019) Laser-Induced Breakdown Spectroscopy Assisted by Machine Learning for Plastics/Polymers Identification. Atoms, 7(3), 79. https://doi.org/10.3390/atoms7030079

Tehrani, A. & Karbasi, H. (2017) A novel integration of hyper-spectral imaging and neural networks to process waste electrical and electronic plastics. In 2017 IEEE Conference on Technologies for Sustainability (SusTech). 12-14 Nov. 2017 (S. 1–5). Piscataway, NJ: IEEE.

Yang, M. & Thung, G. (2016) Classification of trash for recyclability status. CS229 Project Report, 2016.

Einfluss von Durchsatz und Inputzusammensetzung auf die sensorgestützte Sortierung

B. Küppers, S. Schlögl & D. Vollprecht
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die sensorgestützte Sortierung trägt maßgeblich zum Recycling von Kunststoffen bei. Diese Technologie wird sowohl in der Vorsortierung von Abfallströmen, zur Gewinnung von Zwischenprodukten, als auch in der Flakesortierung zur Sicherstellung geforderter Qualitäten für das Recycling von Kunststoffen eingesetzt. Die Performance der hierzu eingesetzten Aggregate ist abhängig vom Durchsatz und der Materialzusammensetzung des zu sortierenden Stoffstroms. Diese beiden Faktoren können (temporär) von vorgeschalteten Aufbereitungs- und Sortieraggregaten positiv und auch negativ beeinflusst werden. Die vorliegende Ausarbeitung gibt einen Überblick über die Ergebnisse bislang durchgeführter Forschungen, sodass quantitative Aussagen bezüglich der Performance von sensorgestützten Sortierern in Abhängigkeit der genannten Faktoren ermöglicht werden. Da sowohl der Durchsatz wie auch die Materialzusammensetzung eines Stoffstroms Schwankungen unterworfen sind, wird die Bedeutung von Schwankungen wie auch ein Ansatz zu deren Quantifizierung diskutiert. Basierend auf diesen Betrachtungen wird das Potential der Stoffstromüberwachung zur Optimierung von Aufbereitungs- und Sortieranlagen diskutiert.

1 EINLEITUNG

In Österreich und Deutschland werden nur ca. 34 Ma.-% bzw. 30 Ma.-% der Kunststoffverpackungen recycelt (ARA 2019, Feil et al. 2019). Der Großteil dieses Materials wird aktuell laut Feil et al. (2019) in die Restfraktion von Kunststoffsortieranlagen überführt und lediglich thermisch verwertet. Eine Verbesserung dieser Recyclingrate ist anzustreben, da dies nicht nur wirtschaftliche Vorteile für Anlagenbetreiber nach sich ziehen, sondern auch zur Einsparung von Ressourcen beitragen würde. Ein relevanter Einflussfaktor, welcher die Anlagenperformance und somit auch die Recyclingrate massiv beeinträchtigt, sind mengenspezifische Schwankungen im Stoffstrom von Sortieranlagen. Diese wurden erstmals von Feil et al. (2019) wissenschaftlich untersucht, um ein Konzept für die Prozesskontrolle und Reduktion von Durchsatzschwankungen auszuarbeiten. Dabei lag der Fokus auf der Siebstufe nach der Vorzerkleinerung, da diese wesentlich zur Vorbehandlung und Aufteilung des Materialstroms beiträgt, wodurch die Performance (gemessen an Wertstoffausbringen und Reinheit der jeweiligen Outputströme) der nachfolgenden (sensorgestützten) Sortieraggregate maßgeblich beeinträchtigt wird. Um also eine maximale Anlagenperformance zu erreichen müssen alle Aggregate in der jeweiligen Aufbereitungskette optimal beschickt werden. Das bedeutet, dass Durchsatzspitzen zu vermeiden sind, um Massen- und Volumenschwankungen zu reduzieren. Die Thematik der Durchsatzstabilität wurde ebenfalls von Khodier et al. (2020) und Curtis et al. (2020) aufgegriffen, wobei einerseits die Vorzerkleinerung im Zentrum der Untersuchungen und andererseits die Relevanz der entstehenden Schwankungen für die nachfolgende Aufbereitungskette im Vordergrund standen.
In dieser Ausarbeitung hingegen liegt der Fokus auf dem Einfluss von Durchsatz und Inputzusammensetzung, sowie deren Veränderung, auf die sensorgestützte Sortierung. Die bislang generierten Ergebnisse werden zusammengefasst und diskutiert.

Anschließend wird die Gleichmäßigkeit von Stoffströmen in Aufbereitungs- und Sortieranlagen unter Berücksichtigung des Einflusses von Durchsatz und Inputzusammensetzungen auf die sensorgestützte Sortierung erörtert. Abschließend wird das Potential der bislang erprobten Stoffstromüberwachungssysteme für die Überwachung, Steuerung und Performancesteigerung von Sortieranlagen diskutiert.

2 RELEVANZ VON DURCHSATZ UND INPUTZUSAMMENSETZUNG FÜR DIE SENSORGESTÜTZTE SORTIERUNG

Die Performance einer sensorgestützten Sortierung kann anhand der Faktoren Wertstoffausbringen und Produktreinheit, in Abhängigkeit vom Durchsatz, bewertet werden (Küppers et al. 2020a). Dabei kann es aus verschiedenen Gründen zur Beeinträchtigung der Sortierperformance kommen. Diese können wie folgt unterteilt werden:

1. Fehler bzgl. Klassifizierung - Fehlerhafte Klassifizierung von Partikeln aufgrund unzureichender Unterscheidungsmerkmale zwischen Eject (Partikel, die ausgetragen werden sollen) und Reject (Partikel, die im Reststrom verbleiben sollen und nicht ausgetragen werden sollen) liegt vor. Dies kann je nach Aufgabenstellung aufgrund der Auswahl ungeeigneter Sensortechnologien (z.B. VIS, NIR, XRF, XRT (Gundupalli et al. 2017)), falsch eingestellter Emitter oder auch durch die Verwendung eines fehlerhaften Sortierrezepts (Algorithmus) der Fall sein.
2. Fehler bzgl. Klassifizierung - Fehlerhafte Klassifizierung von Partikeln durch den negativen Einfluss von Verschmutzungen und anderen Beeinträchtigungen der Oberfläche (z.B. Label auf PET-Flaschen (Küppers et al. 2019a), Oberflächenfeuchtigkeit (Küppers et al. 2019b) oder Oxidschichten auf Metallen (Pfandl et al. 2019)) kann zu Fehlausträgen und somit reduzierter Reinheit in der Produktfraktion oder zu Wertstoffverlusten in den Reststrom führen (Annahme: Der jeweilige Wertstoff wird aktiv in die Produktfraktion ausgetragen) (Küppers et al. 2019).
3. Fehler bzgl. Klassifizierung/mechanische Fehler - Überlagerung von Partikeln kann zu Wertstoffverlusten oder Minderung der Reinheit der Produktfraktion führen, da die separate Klassifizierung zweier Objekte, die sich berühren oder einander überlagern, je nach verwendetem Algorithmus, nicht durchgeführt werden kann. Dadurch werden beide Objekte, unabhängig davon ob sie getrennt als Eject oder Reject klassifiziert werden könnten, gemeinsam bewertet und entweder ausgetragen oder gelangen in den Reststrom.
4. Mechanische Fehler - Relativbewegung von Objekten (z.B. Folien) auf dem Beschleunigungsband eines sensorgestützten Bandsortierers oder durch außergewöhnliches Rutschverhalten von Partikeln auf einem Rutschensortierer können dazu führen, dass die falschen Druckluftventile angesteuert werden, um ein Partikel auszutragen. Dies kann zu Wertstoffverlusten in die Rejectfraktion oder zum Fehlaustrag von Störstoffen in die Ejectfraktion führen.
5. Mechanische Fehler - Befindet sich ein Rejectpartikel zum Austragszeitpunkt zu nahe an einem Ejectpartikel so kann es vom Luftstrom mitgerissen und in die Ejectfraktion fehlausgetragen werden. Je nach Partikelgewicht und -form sowie in Abhängigkeit vom eingestellten Druck, mit dem die Partikel ausgetragen werden, kann dieser Effekt unterschiedlich prägnant sein.

Die Punkte 1 und 2 können durch verbesserte Emitter, Sensorik und/oder Klassifikationsalgorithmen beeinflusst werden. Zum Teil kann dies auch für Punkt 3 möglich sein, indem sich berührende Objekte durch Bildbearbeitung digital voneinander abgegrenzt werden. Insbesondere für die Punkte 4 und 5, sowie bei maßgeblicher Überlagerung zweier Objekte, kann weder durch eine optimierte Detektion noch Klassifizierung eine Verbesserung der Sortierleistung erreicht werden. Diese Probleme können

nur bedingt durch intelligentere sensorgestützte Sortierer (z.B. durch Objekt-Tracking (Maier et al. (2020)) behoben werden. Oft sind technische Maßnahmen (z.B. Reduktion der Bandgeschwindigkeit) oder bauliche Maßnahmen (z.B. Reduktion des Abstands zwischen Detektions- und Austragsbereich) zu ergreifen, um etwa die Wahrscheinlichkeit für die Überlagerung von Objekten zu verringern. Insbesondere die Reduktion mechanischer Fehler in der sensorgestützten Sortierung ist durch eine verbesserte Vereinzelung und notfalls eine verringerte Flächenbelegung (Anteil der Band-/Schurrenfläche, die im Detektionsfeld durch Partikel belegt ist) zu erwirken.

In Küppers et al. (2020a) wurden systematische Zusammenhänge zwischen den Einflussfaktoren Durchsatz und Inputzusammensetzung sowie der Performance einer sensorgestützten Sortierstufe untersucht. Beide Einflussfaktoren tragen maßgeblich zu den Punkten 3, 4 und 5 bei. Im betreffenden Versuchsaufbau wurde ein Rutschensortierer verwendet, um rote und weiße Kunststoffchips mit Druckluftstößen anhand des Unterscheidungsmerkmals „Farbe“ (VIS) zu trennen. Dieses Vorgehen ließ zu, dass die Faktoren „Sensor“ und „Emitter“ keinen Einfluss auf die Sortierung hatten, da eine annähernd perfekte Unterscheidung von Eject- (weiße Chips) und Rejectobjekten (rote Chips) ermöglicht wurde. Der genaue Versuchsaufbau kann Küppers et al. (2020b) entnommen werden.
Die wichtigsten Ergebnisse können anhand von Abbildung 1 dargelegt werden. Sowohl die Produktreinheit als auch das Wertstoffausbringen wurden dabei partikel- und nicht massenspezifisch aufgetragen, um den Einfluss des Schüttgewichts von Eject- und Rejectfraktion zu eliminieren.

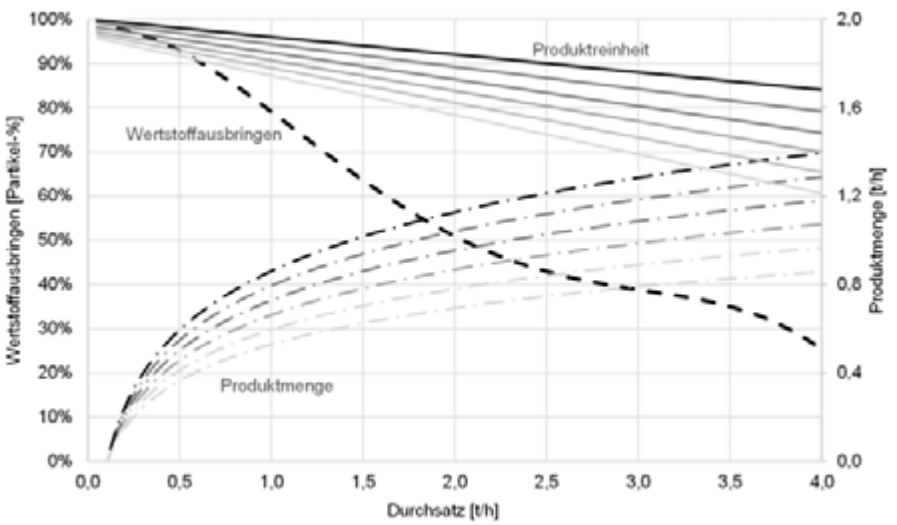


Abb. 1: Beispielhafte Darstellung des Zusammenhangs zwischen Inputzusammensetzung, Wertstoffausbringen, Produktreinheit und Produktmenge in Abhängigkeit vom Durchsatz (erhöhter Ejectanteil im Input = dunkle Linie, geringer Ejectanteil im Input = helle Linie).

Sowohl das Wertstoffausbringen als auch die Produktreinheit sanken in den Versuchen mit steigendem Durchsatz. Dies ist auf die reduzierte Vereinzelung der Partikel im Detektions- und Austragsbereich und somit auf eine höhere Wahrscheinlichkeit für Überlagerungen und „Mitreißen“ (Punkt 5) von Rejectpartikeln bei steigendem Durchsatz zurückzuführen. Die Produktmenge je Zeiteinheit stieg immer mit steigendem Durchsatz an. Dieser Anstieg war für die jeweilige Inputzusammensetzung in Form einer Sättigungskurve zu verzeichnen.

Das Ausbringen einer Sortierstufe fiel mit sinkendem Ejectanteil im Input ab (je weniger Eject im Input ist, desto weniger Material kann ausgetragen werden), während der Verlauf vom Wertstoffausbringen über den Durchsatz hinweg unabhängig von der Inputzusammensetzung war (siehe Abb. 1).
Der Ejectanteil im Input einer Sortierstufe hat die Produktreinheit immer beeinflusst. Es gilt:

- Je höher der Ejectanteil, desto höher ist auch die Produktreinheit bei gleichem Durchsatz.
- Die Produktreinheit ist bei steigendem Durchsatz linear gesunken.
- Je geringer der Ejectanteil im Input, desto stärker wird auch die Produktreinheit bei steigendem Durchsatz reduziert.

In Küppers et al. (2020b) wurden weitere Versuche mit dem zuvor beschriebenen Versuchsaufbau durchgeführt. Die verwendeten Materialien waren jedoch kleiner und dünnwandiger. Der genaue Versuchsaufbau kann Küppers et al. (2020b) entnommen werden. Somit wurden ähnliche systematische Effekte beobachtet: Wertstoffausbringen und Produktreinheit sinken mit steigendem Durchsatz. Mit sinkendem Ejectanteil im Input werden Ausbringen und Produktreinheit reduziert. Auch hier wurden die Sortierversuche partikel- und nicht massenspezifisch durchgeführt.
Auffallend war, dass

- das Wertstoffausbringen diesmal linear sank,
- die Produktreinheit in Form einer nach unten beschränkten Sättigungskurve abnahm und
- das Ausbringen stehts in Form einer Sättigungskurve (leicht) anstieg.

Diese Veränderungen waren zum Teil durch die geringere Partikelmasse und eine somit gestiegene Wahrscheinlichkeit für „Mitreißen“ von Rejectpartikeln zu erklären. Das hatte zur Folge, dass das Ausbringen bei steigendem Durchsatz leicht anstieg (und nicht, wie zuvor, abfiel). Ebenso hat dieser erhöhte Fehlaustrag von Rejectpartikeln in die Produktfraktion die Reinheit entsprechend stärker als in den vorangegangenen Versuchen beeinflusst. Eine weitere Auffälligkeit konnte bei Versuchen beobachtet werden, in denen das Material nicht über einem Trichter der Vibrorinne und anschließend der Schurre des Rutschensortierers zugeführt wurde, sondern die Vibrorinne direkt befüllt wurde. Daraus ergab sich eine verschlechterte Vereinzelung des Inputstroms. Dies führte zu einem, mit steigendem Durchsatz, stärker abfallenden Wertstoffausbringen und war auf die reduzierte zur Vereinzelung zur Verfügung stehende Fläche auf der Vibrorinne zurückzuführen.
Der Fehlaustrag (in kg/h) von Rejectpartikeln in die Produktfraktion war für den Ejectanteil von 33 Partikel-% (insbesondere bei erhöhten Durchsätzen) am höchsten (Vergleiche Abb. 2).

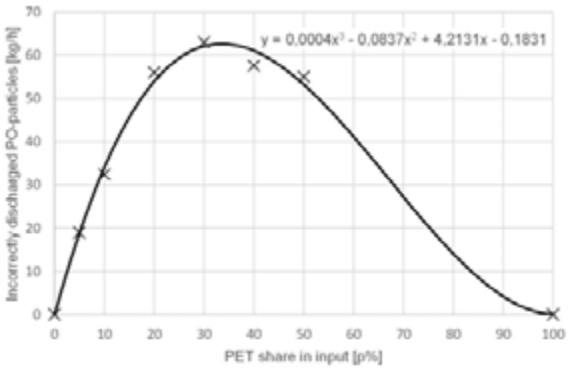


Abb. 2: Fehlaustrag von Rejectpartikeln in Abhängigkeit vom Ejectanteil im Input einer Sortierstufe (Küppers et a. 2020b).

Dies ist dadurch zu erklären, dass mit jedem Austrag eines Ejectpartikels mehrere in der Nähe befindliche Rejectpartikel mitgerissen werden können. Ist der Ejectanteil im Input höher als 33 Partikel-% so sinkt die Wahrscheinlichkeit, dass sich Rejectobjekte in der Nähe des ausgetragenen Ejectpartikels bewegen. Liegt der Ejectanteil im Input unter 33 Partikel-%, so werden weniger Partikel aktiv ausgetragen und die Anzahl der Druckluftstöße, die Rejectpartikel mitreißen könnten, sinkt. Dies hat zur Folge, dass in den durchgeführten Versuchen bei einem Ejectanteil von 33 Partikel-% auch am meisten potenzielle Wertstoffe (die eigentlich in der Rejectfraktion landen sollten) fälschlicher Weise in die Produktfraktion ausgetragen wurden. Andernfalls würden diese in nachfolgenden Sortierstufen separiert und einem Recycling zugeführt werden.
Außerdem hat sich gezeigt, dass das Vorhandensein von zweidimensionalen Partikeln im Inputstrom einer Sortierstufe (z.B. durch eine vorgeschaltete ineffiziente Windsichtung) die Sortierperformance signifikant negativ beeinträchtigen kann. Ein 2D-Gehalt von 5 Partikel-% hat insbesondere bei erhöhten Durchsätzen zu einer reduzierten Sortierleistung geführt die dem Ausfall von Druckluftventilen auf 20 % der Arbeitsbreite des Sortieraggregats entsprochen hat. D.h. das Wertstoffausbringen ist hierdurch um bis zu 20 Partikel-% und die Produktreinheit um bis zu 5 Partikel-% gesunken.

In sämtlichen Versuchsreihen (Küppers et al. 2020a & Küppers et al. 2020b) konnten die Einflüsse verschiedener Parameter auf die Sortierperformance nicht nur beobachtet, sondern auch systematisch quantifiziert werden. Diese Systematiken sind jedoch erheblich von den Partikel- bzw. Schüttguteigenschaften des Inputmaterials abhängig und können nicht allgemeingültig für verschiedenste Stoffströme und Anwendungen übernommen werden. Basierend hierauf kann also die Sortierleistung für einen Stoffstrom in Echtzeit quantifiziert werden. Dabei müssen Fehler in der Klassifizierung (Punkte 1, 2 und teilweise auch 3) zusammen mit den Faktoren Durchsatz und Inputzusammensetzung verbunden werden. Dies kann durch die Vergabe von Korrekturfaktoren (Transferkoeffizienten) und Korrekturformeln (abhängig von der Flächenbelegung) erfolgen.

3 SCHWANKUNGEN VON DURCHSATZ UND INPUTZUSAMMENSETZUNG

Die Inputzusammensetzung, wie auch der Durchsatz, unterliegen laut Khodier et al. (2019) und Curtis et al. (2020) zum Teil erheblichen Schwankungen. Diese können von verschiedenen Ursachen, wie der batchweisen Beschickung einer kontinuierlich

arbeitenden Prozesskette, Schwankungen im Materialaustrag von Aufbereitungs- und Sortieraggregaten und der Aufgabe von Material aus verschiedenen Herkunfts-/Sammelgebieten herrühren. Das hat zur Folge, dass nur selten ein gleichmäßiger Stoffstrom in einer Prozesskette generiert wird und die zuvor beschriebenen Effekte auf die sensorgestützte Sortierung treten je nach Schwankungsbreite der verschiedenen Einflussfaktoren auf. Entsprechend kann der temporäre Durchsatz gegenüber dem durchschnittlichen Durchsatz, der z.B. über einen Tag hinweg in einer Prozesskette erreicht wird, erheblich variieren. In diesem Kapitel wird die Relevanz von Schwankungen im Materialstrom näher betrachtet. Aufbauend hierauf können anschließend Rückschlüsse bezüglich der Performance der sensorgestützten Sortierung gezogen werden.

Es ist davon auszugehen, dass verschiedene Aufbereitungs- und Sortieraggregate unterschiedlich gut mit verschiedenen Arten von Durchsatzschwankungen umgehen können. Während beispielsweise ein Trommelsieb eine gewisse Prozessstabilität bei sehr kurzfristigen Schwankungen (im Bereich weniger Sekunden) aufweisen kann, wurde von Curtis et al. (2020) nachgewiesen, dass die Performance einer sensorgestützten Sortierung signifikant von solchen kurzfristigen Schwankungen beeinträchtig wird (Schwankungsintervall 6 Sekunden). Dies ist auf die temporäre, sehr hohe Flächenbelegung auf dem Beschleunigungsband und der daraus resultierenden erhöhten Überlagerung von Eject- und Rejectpartikeln zurückzuführen. Je nach verwendetem Sortierrezept ist entweder eine Reduktion der Produktreinheit oder, wie in Curtis et al. (2020) dargelegt, die Verringerung des Wertstoffausbringens die Folge.

Außerdem können verschiedene Aggregate unterschiedliche Pufferwirkungen für bestimmte Schwankungsintervalle aufweisen, was zur Vergleichmäßigung des Stoffstroms an bestimmten Stellen in der Prozesskette führen kann. So werden Vibrationsförderer bereits seit Langem verwendet, um kurzfristige Durchsatzspitzen abzupuffern und den Stoffstrom z.B. für die nachfolgende sensorgestützte Sortierung zu vergleichmäßigen. Die Anordnung von Transportbändern, Vibrationsförderern und anderen Aufbereitungsaggregaten spielt hierbei eine große Rolle (z.B. rechtwinklige Materialübergabe).

Darüber hinaus können Aufbereitungs- und Sortieraggregate aber auch spezifische Schwankungen erzeugen. Ein Beispiel hierfür stellen Trommelsiebe dar, die mit einem spiralförmigen Mitnehmer ausgestattet sind. Dieser führt dazu, dass bei jeder Umdrehung ein Materialschwall ausgeworfen wird (Curtis et al. 2020). Somit ist es also möglich, dass ein Trommelsieb zwar manche Schwankungen vergleichmäßigt, allerdings gleichzeitig kurzfristige Schwankungen hervorruft.

Daher wurde von Curtis et al. (2020) vorgeschlagen, die Bewertung von Stoffstromschwankungen selektiv vorzunehmen. So sollen zumindest kurz-, mittel- und langfristige Schwankungen unterschieden werden, da diese jeweils für die Betrachtung und Bewertung unterschiedlicher Aggregate relevant sind. Bei der Bewertung eines Vibrationsförderers z.B. ist es sinnvoller den Vergleichmäßigungseffekt für kurzfristige Schwankungen zu bewerten, da das Aggregat schlicht nicht genug Pufferkapazität für die Vergleichmäßigung mittel- und langfristiger Schwankungen hat und hierfür auch nicht konzipiert wurde.

Von Curtis et al. (2020) wurde vorgeschlagen die Gleichmäßigkeit eines Stoffstroms von kurz-, mittel- und langfristigen Schwankungen anhand der Abweichung vom nächst höheren betrachteten Zeitintervall zu bewerten. Werden beispielsweise kurzfristige Schwankungen anhand der mittleren Flächenbelegung auf einem Förderband und mittelfristige Schwankungen auf Basis der mittleren Flächenbelegung (gleitender Mittelwert aus den kurzfristigen Schwankungen heraus generiert) dargestellt, so ist die kurzfristige Schwankung auf Basis ihrer Abweichung von den mittelfristigen Schwankungen zu bewerten (vergleiche Abb. 3). Die genaue Vorgehensweise zur vorgeschlagenen Bewertung von Schwankungen ist in Curtis et al. (2020) erläutert.

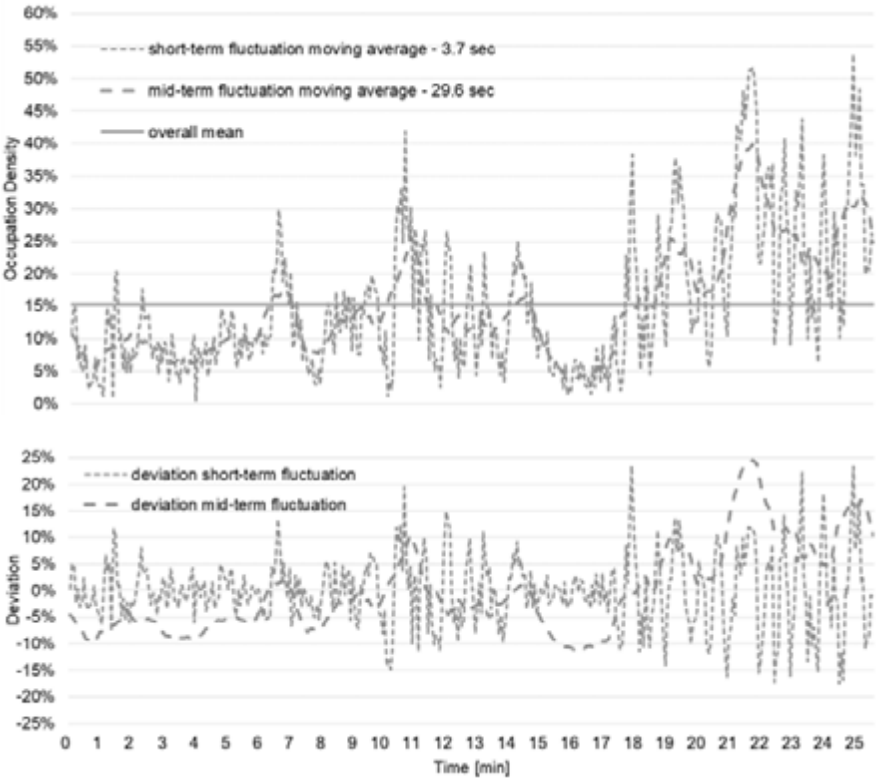


Abb. 3: Durchsatz einer Aufbereitungsanlage, gemessen mit einem NIR-Sensor auf Basis der sensorisch erfassten Bandbelegung (oben) und rechnerisch bestimmte Schwankungsbreite von kurz- und mittelfristigen Schwankungen (unten) (nach Curtis et al. 2020).

Auf dieselbe Weise könnten neben der Gleichmäßigkeit des Durchsatzes auch Schwankungen in der Stoffstromzusammensetzung bewertet werden. Das ermöglicht die Lokalisierung von „Flaschenhälsen" in Prozessketten und, basierend auf den generierten Erkenntnissen, die Veränderung des Aufbaus der Prozesskette oder der Beschickung sowie die optimierte Steuerung einer bestehenden Prozesskette. Ebenso können auf diese Weise Vergleichmäßigungseffekte bestimmter Aggregate erkannt und quantifiziert werden. Basierend auf diesem Wissen ist es dann möglich Optimierungen an einer Prozesskette vorzunehmen. Die Reihenfolge, in der Aggregate beschickt werden kann somit auch auf Basis ihrer Prozessstabilität beim Auftreten verschiedener Schwankungen durch vorrangehende Aggregate, sowie unter Berücksichtigungen der Anforderungen an ihren Outputstrom durch nachfolgender Prozessstufen (z.B. sensorgestützte Sortierung) vorgenommen werden. Hierbei ist zu beachten, dass es durch besonders hohe oder niedrige Durchsätze, bzw. durch extreme Stoffstromzusammensetzungen (z.B. sehr hoher Folienanteil), zu Schwankungen kommt, die sonst nicht auftreten würden.
Aus den genannten Erkenntnissen und Überlegungen lässt sich folgern, dass der mittlere Durchsatz, etwa über eine ganze Schicht hinweg, kein sinnvoller Referenzwert zur Bewertung oder Optimierung von Aufbereitungs-/Sortieraggregaten ist. Vielmehr sind das Aufkommen und die Größe von Durchsatz- und Zusammensetzungsspitzen zu berücksichtigen, um die Anlagen- oder Maschinenperformance (insbesondere von sensorgestützten Sortierern) zu bewerten.

4 STOFFSTROMÜBERWACHUNG UND -STEUERUNG

Das Wissen um die Relevanz von Schwankungen der Inputzusammensetzung und des Durchsatzes ist nur dann verwertbar, wenn eine Echtzeitüberwachung des Stoffstroms in einer Anlage möglich ist. Dazu können verschiedene Ansätze verfolgt werden:

1. Die indirekte Überwachung von Maschinenparametern zur Ableitung von stoffstromspezifischen Informationen. So könnte beispielsweise die Amplitude eines mit Unwuchtmotoren angetriebenen Siebs oder die Stromaufnahme eines Shredders herangezogen werden, um den Durchsatz/Beladung oder auch die Zusammensetzung des Stoffstroms zu bewerten.
2. Die direkte Überwachung des Stoffstroms, durch die Implementierung von Sensorik. Hierzu können beispielsweise NIR- oder Volumenstromdaten verwendet werden, um quantitative Aussagen zu Massen- und Volumenstrom sowie zur Zusammensetzung des Stoffstroms zu geben.
3. Die direkte Überwachung des Stoffstroms durch die Verwendung der aufgezeichneten Daten aus sensorgestützten Sortierern ermöglicht quantitative Aussagen zu Massen- und Volumenstrom sowie zur Zusammensetzung des Stoffstroms.

Der Vorteil der direkten Überwachung des Stoffstroms mittels zusätzlichen Sensoren (2), ist, dass bereits zu Beginn der Prozesskette Informationen gewonnen werden können, die, je nach Genauigkeit der Daten, verwendet werden können, um die Prozesskette zu adaptieren. Hierbei besteht der Nachteil, dass die Kosten für solche Sensoren erheblich sein können und der Invest in ein solches System ein großes wirtschaftliches Risiko birgt.
Die indirekte Überwachung anhand von Maschinenparametern (1) ist als vergleichsweise günstig einzustufen. Die Korrelation der gewonnenen Daten mit stoffstromspezifischen Informationen, sowie ihre Aussagekraft und Genauigkeit ist allerdings als vergleichsweise beschränkt anzunehmen.
Der dritte Ansatz zur Stoffstromüberwachung (3) bietet sowohl den Vorteil, dass die Daten bereits bei der Sortierung generiert werden und somit ein vergleichsweise kostengünstiger Zugang zu erwarten ist, als auch eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass relativ aussagekräftige Informationen generiert werden, da je nach verwendetem Sortierrezept die Zusammensetzung stoffspezifisch aufgeschlüsselt und fast in Echtzeit zur Verfügung steht. Nachteilig ist, dass die Daten erst zur Verfügung stehen, wenn die Sortierung bereits erfolgt ist. Somit ist eine direkte, adaptive Prozessführung nicht möglich. Außerdem kann das jeweilige Sortierrezept nur bedingt für die Stoffstromüberwachung genutzt werden, wenn z.B. neben der jeweiligen Ejectfraktion keine weiteren Materialklassen hinterlegt wurden.
Für alle der hier genannten Ansätze muss im jeweiligen Anwendungsfall geprüft werden, ob die Überwachung mithilfe der verschiedenen Methoden ausreichend ist. Je nach Anforderungen an die Stoffstromüberwachung kann es beispielsweise vorkommen, dass bereits eine kostengünstigere Überwachung bestimmter Maschinenparameter ausreicht, um die gewünschten Schlüsse für die Optimierung der Prozessführung ziehen zu können.

Daten aus der direkten Stoffstromüberwachung können für eine adaptive Prozessführung (Ansatz 2) sowie für eine langfristige Optimierung der Prozesskette (Ansätze 1, 2 und 3) verwendet werden. So könnten diese beispielsweise zeigen, dass Abfälle aus bestimmten Sammelgebieten mit besonders hohem Durchsatz, behandelt werden können, ohne Reinheitseinbußen der Outputströme hinnehmen zu müssen, was eine temporäre Maximierung der Anlagenauslastung ermöglicht.
Auf Basis der Sensordaten aus sensorgestützten Sortierern (Ansatz 3) kann nicht nur die Performance einer vorangehenden Sortierstufe bewertet werden, sondern auch

die Vorhersage der zu erwartenden Produktzusammensetzung gemacht werden, da diese, wie in Kapitel 1 und 2 dargelegt, mit dem (temporärem) Durchsatz und der Stoffstromzusammensetzung korreliert. Langfristig kann so auch eine adaptierte Sortierkaskade für unterschiedliche Stoffströme erarbeitet werden. Ist z.B. in einem Inputstrom ein besonders hoher Wertstoffanteil enthalten, so könnte nach der standardmäßigen Scavanger-Stufe eine zusätzliche Cleaner-Stufe für die Produktfraktion temporär überflüssig sein. In einem solchen Fall kann der Austrag eines zweiten Wertstoffs in den Produktstrom des Scavangers sinnvoll sein, um diesen anschließend mit der ursprünglich eingeplanten Cleaner-Stufe in einen zusätzlichen Produktbunker auszutragen. Um solche adaptiven Stoffstromführungen zu ermöglichen ist die vorausschauende Planung einer Sortieranlage, z.B. in Form von Reversierbändern und zusätzlichen Outputbunkern, essenziell.
Basierend auf der sensorischen Überwachung (Ansätze 1, 2 und 3) kann auch die Regulierung des Durchsatzes ermöglicht werden, indem entweder das von Feil et al. (2019) vorgeschlagene Ampelsystem entsprechend angesteuert oder beispielsweise die Shreddereinstellungen (automatisch) adaptiert werden.
Die sensorgestützte Überwachung der Outputströme von Siebstufen eröffnet Rückschlüsse auf das Zerkleinerungsverhalten eines Shredders. So kann beispielsweise durch die Schnittspaltverstellung eines Einwellenzerkleinerers eine Verschiebung von Wertstoffen sowie der Massen-/Volumenströme in verschiedene Korngrößenbereiche und damit in verschiedene Prozesslinien für unterschiedliche Korngrößenbereiche erzielt werden. Damit kann einerseits die selektive Zerkleinerung verbessert und andererseits die optimale Auslastung der Aggregate in den verschiedenen Prozesslinien erreicht werden. Dies kann insbesondere für die sensorgestützte Sortierung eine optimierte Vereinzelung und Flächenbelegung (und damit Durchsatz) bedeuten.
Durch den Einsatz von Sensorik (Ansatz 1) zwischen Outputbunkern und Presse kann auch eine automatisierte Qualitätsüberwachung der Outputfraktionen ermöglicht werden. Insbesondere für die Qualitätssicherung ist eine entsprechend hohe Richtigkeit der Sensordaten vorauszusetzen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Der Durchsatz und die Inputzusammensetzung eines Stoffstroms stellen relevante Faktoren für die Führung einer Anlage dar. Sie beeinträchtigen die Performance sämtlicher Aggregate in der Prozesskette. Die sensorgestützte Sortierung nimmt hierbei jedoch eine gesonderte Position ein, da die betreffenden Aggregate meist am Ende einer Prozesskette stehen und somit

1. maßgeblich durch die potenziell reduzierte Performance vorgeschalteter Aggregate beeinträchtigt sind,
2. besonders anfällig für Durchsatzschwankungen sind und
3. den maßgeblichen Faktor für das Erreichen der geforderten Wertstoffausbringen und Produktreinheiten darstellen (neben der händischen Qualitätssicherung).

Eine dauerhaft anhaltende Optimierung der Anlagenperformance ist also direkt an die beiden genannten Faktoren gekoppelt und kann nur durch die stetige sensorische Überwachung des Stoffstroms (direkt oder indirekt) erfolgen. Hierbei stellen Schwankungen im Stoffstrom eine besondere Herausforderung dar. Sie bestehen in jeder Anlage und stellen temporäre Veränderungen von Durchsatz und Stoffstromzusammensetzung dar. Diese müssen somit ebenfalls berücksichtigt werden, um die geforderte Reinheiten für die Outputfraktionen zu gewährleisten.
Da die Performance der sensorgestützten Sortierung direkt von vorgeschalteten Aggregaten abhängig ist, ist die Art der Überwachung einzelfallspezifisch festzulegen.

Die Daten bereits verbauter sensorgestützter Sortierer können ebenso wie Maschinendaten vorgeschalter Aggregate für die Stoffstromüberwachung genutzt werden, wobei erstere einen besonders vielversprechenden Informationsgehalt mit sich bringen. Diese Daten müssen lediglich abgegriffen und ausgewertet werden. Die zeitliche Auflösung der Sensordaten aus verbauten Sortieraggregaten stellt einen limitierenden Faktor für ihre Aussagekraft bezüglich kurzfristigen Schwankungen dar, da die Rechenleistung solcher Maschinen primär für die Ausschleusung von Wert- oder Störstoffen konzipiert ist und die sensorische Überwachung lediglich ein Add-On darstellt. Somit kann die Nutzung zusätzlicher Sensoren notwendig sein, um für die Anlagenoptimierung ausreichend belastbare Informationen zu generieren.
Aktuell stellt nicht die automatisierte Anlagensteuerung, sondern die Verwertung der Sensordaten eine Hürde dar. Dabei geht es nicht um das Generieren des Datenpools, sondern um die Aufbereitung und Auswertung der gewonnen Daten. Gelingt es, hierfür nutzbare Ansätze zu finden, z.B. zur Bewertung des Durchsatzes und dessen Schwankungen, dann erscheint die Ansteuerung von Maschinen- und Anlagenkomponenten zur Optimierung der Maschinen- und Anlagenperformance technisch vergleichsweise problemlos.

LITERATUR

ARA (2019) Altstoff Recycling Austria AG TRANSPARENCY AND SUSTAINABILITY REPORT 2019. Ara.at

Curtis, A, Küppers, B, Möllnitz, S, Khodier, K, Sarc, R (eingereicht 2020) Digital material flow monitoring in mechanical waste processing – the relevance of material and throughput fluctuations. (ich meine, das ist bei Detritus eingereicht)

Feil, A., Coskun, E., Bosling, M., Kaufeld, S., Pretz, T. (2019) Improvement of the recycling of plastics in lightweight packaging treatment plants by a process control concept. Waste Management & Research 37 (2), 120-126.

Gundupalli, S.P., Hait, S., Thakur, A. (2017) A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. Waste Management 60, 56-74

Khodier, K., Feyerer, C., Sarc, R. (2020) Parametrization dependence of the throughput behavior and energy demand of coarse shredders for mixed commercial waste. Waste Management, eingereicht

Khodier, K., Viczek, S.A., Curtis, A., Aldrian, A., O´Leary, P., Lehner, M., Sarc, R. (2019) Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. International Journal of Environmental Science and Technology

Küppers, B., Schlögl, S., Friedrich, K., Lederle, L., Pichler, C., Freil, J., Vollprecht, D., Pomberger, R. (2020b) Influence of material alterations and machine impairment on throughput related sensor-based sorting performance. Waste Management & Research, Waste Management & Research 1–8

Küppers, B., Schlögl, S., Oreski, G., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2019b) Influence of surface roughness and surface moisture of plastics on sensor-based sorting in the near infrared range. Waste Management & Research 37 (8), 843-850

Küppers, B., Seidler, I., Koinig, G., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2020a) Influence of throughput rate and input composition on sensor-based sorting efficiency. Detritus 9, 59-67

Küppers. B., Chen, X., Seidler, I., Friedrich, K., Raulf, K., Pretz, T., Feil, A., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2019a) Influences and consequences of mechanical delabelling on PET recycling. Detritus 6, 39-46

Maier, G., Pfaff, F., Pieper, C., Gruna, R., Noack, B., Kruggel-Emden, H., Längle, T., Hanebeck, U.D., Writz, S., Scherer, V., Beyerer, J. (2020) Experimental Evaluation of a Novel Sensor-Based Sorting Approach Featuring Predictive Real-Time Multiobject Tracking. IEEE Transactions on Industrial Electronics (Early Access)

Pfandl, K., Küppers, B., Scheiber, S., Stockinger, G., Holzer, J., Pomberger, R., Antrekowitsch, H., Vollprecht, D. (2019) X-ray fluorescence sorting of non-ferrous metal fractions from municipal solid waste incineration bottom ash processing depending on particle surface properties. Waste Management & Research 38 (2), 111-121

Reifegradanalyse zum Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung

K. Friedrich & T. Fritz
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Sensorgestützte Sortierung und Robotersortierung sind Schlüsseltechnologien in der erweiterten Wertschöpfungskette unserer Produkte, da der Sortierprozess einen starken Einfluss auf die Recyclingquoten in der EU-Gesetzgebung hat. Aus diesem Grund werden technologische Entwicklungen und Möglichkeiten zur Verbesserung dieser Prozesse mit einem interviewbasierten Fragebogen bewertet.
Das Assessment bestand aus zwei separaten Fragebögen. Der erste Fragebogen adressierte die Digitalisierung und ihre Entwicklungen, und der zweite den Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung. Die Interviewpartner wurden in vier Kategorien unterteilt: Sortiermaschinenhersteller, Sortierroboterhersteller, Recyclinganlagenbetreiber und Unternehmen der Sensortechnologie.
Ziel dieses Beitrags ist es, den Stand der Technik im Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung und Robotersortierung zu evaluieren. Er basiert auf den Ergebnissen der befragten Stakeholder zum zweiten Fragebogen und behandelt den Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung und im eigenen Unternehmen.
Die Datenanalytik ist ein breit diskutiertes Thema in der Abfallwirtschaft. Es gab einige Themen, die regelmäßig in den Antworten auf die Fragenbögen auftauchten oder aus Interesse gestellt wurden. Auf die Frage, wie der Abfallwirtschaftssektor in Bezug zur Datenanalytik steht, wurde klar zum Ausdruck gebracht, dass der Einsatz von Datenanalytik ein wichtiger Schritt nach vorne wäre und man ihn für die Prozessoptimierung verwenden könne.

1 GRUNDLAGEN

In den letzten Jahren wurde die sensorgestützte Sortierung aufgrund der vielen möglichen Anwendungen und Fortschritte in der Sensortechnologie immer beliebter. Die folgende Einführung in die Sensortechnologie konzentriert sich auf die Abfallwirtschaft. (Wotruba 2008)

Die sensorgestützte Sortierung ist eine kontaktlose automatisierte Trennung von Partikeln basierend auf bestimmten Merkmalen. Die Anwendungen dieser Methode können je nach Komplexität des technischen Designs und Anzahl der Sensoren variieren. Erkannte Merkmale sind beispielsweise Farbe, Zusammensetzung, Dichte und Leitfähigkeit. Zudem können die Erkennungseinheiten natürlich unterschiedlich aufgebaut sein, folgen jedoch im Allgemeinen ähnlichen Prinzipien. Vergleiche mit der nach wie vor weit verbreiteten manuellen Sortierung zeigen, dass maschinenbasierte Systeme Merkmale von Abfallkomponenten besser identifizieren können. Insbesondere die Möglichkeit, Sensoren mit unterschiedlichen Charakterisierungsprinzipien zu kombinieren, führt zu einer besseren Qualität des Endprodukts, einer höheren Sortiertiefe und einer verbesserten Wertstoffrückgewinnung. Aufgrund der dynamischen Entwicklung der kontaktlosen Sortierung in den letzten Jahren wurden und werden neue Einsatzbereiche gefunden.

Grundlegend bestehen sensorgestützte Sortiersysteme aus einem Emitter und einem Detektor, es wird entweder die Transmission oder Reflexion, der vom betroffenen Material emittierten elektromagnetischen Strahlung erfasst. Sensoren für die Abfallsortierung können grundsätzlich anhand der von ihnen angegebenen Informationen unterschiedlich werden. Es gibt Sensoren, welche die Oberflächeneigenschaften des Materials beobachten, sowie jene, welche Informationen über interne Eigenschaften liefern. Farbsortierung (VIS) und Nahinfrarotsensoren (NIR) gehören hierbei der ersten Gruppe, Röntgenübertragung, Röntgenfluoreszenz und induktive Sensoren, der zweiten Gruppe an. Aufgrund der Erfahrung, dass die VIS-, NIR- und induktiven Sensoren am häufigsten verwendet werden, konzentriert sich der folgende Abschnitt ausschließlich auf diese. (Pretz & Julius 2008; Uepping 2013; Pomberger & Küppers; Beel 2017)

VIS

Optische (Farb-) Zeilenscan-Kameras, die Farbe, Helligkeit, Transparenz, Reflexion und Form messen, arbeiten im sichtbaren Spektrum (zwischen 400 und 700 nm). Darüber hinaus können fluoreszierende Materialien nach UV-Anregung nachgewiesen werden, die typischerweise von halogenen, fluoreszierenden oder LED-Lampen abgestrahlt wird. Das teilweise reflektierte Signal wird in ein elektrisches Signal umgewandelt und an eine Auswerteeinheit gesendet. Abfallbehandlungsanlagen sortieren beispielsweise ihre Kunststoffe nach Farben. (Wotruba 2008; Pomberger & Küppers 2017)

NIR

Die Nahinfrarotspektroskopie zum Nachweis molekularer Gruppen funktioniert ähnlich wie die VIS-Spektroskopie mit einer Lichtquelle, die über dem Förderband angebracht ist und das Material mit Infrarotlicht bestrahlt. Die bestrahlten Moleküle werden angeregt, schwingen um bestimmte Wellenlängen, die der Resonanzfrequenz entsprechen und reflektieren die verbleibenden Wellenlängen diffus. Das jeweilige Spektrum wird mit einer Datenbank verglichen und einer Materialklasse zugeordnet. Die für den Nachweis von Kunststoffen wichtigen Absorptionslinien liegen zwischen 1.200 und 2.000 nm. (Küppers & Möllnitz 2018)

Induktion

Der elektromagnetischen Sensoren sind die zweite Gruppe von Sensoren, die in der Abfallwirtschaft eingesetzt werden. Diese Sensoren befinden sich unter dem Förderband im rechten Winkel zur Laufrichtung des Bandes. Jeder von ihnen erzeugt durch eine Spule ein hochfrequentes elektromagnetisches Feld, das durch die Einführung elektrisch leitender Materialien verändert wird. Wirbelströme werden im Material durch die Spule induziert, die Energie aus dem Sendefeld ziehen. Dieses wird vom elektromagnetischen Sensor erfasst und ermöglicht die Metallerkennung. Infolgedessen werden die elektromagnetischen Sensoren häufig in Zerkleinerungsanlagen und bei der Verarbeitung von Elektronikschrott eingesetzt. Nach dem Einsatz klassischer Metallabscheider wie Magnetabscheider und Wirbelstromabscheider können noch bis zu zehn Prozent der Metalle im Materialfluss enthalten sein und diese mit zusätzlichen Sensoren zurückgewonnen werden. Darüber hinaus können sie zum Sortieren von Bauschutt oder Verbrennungsasche verwendet werden, insbesondere in Kombination mit digitaler Bildverarbeitung. Neben der Metallrückgewinnung können auch Metallfraktionen gereinigt werden, beispielsweise beim Sortieren von PET-Flaschen. (Uepping 2013)

Für anspruchsvollere Sortieraufgaben werden verschiedene Nachweismethoden kombiniert, um die gleichzeitige Erfassung mehrerer Materialeigenschaften zu gewährleisten, was eine genauere Identifizierung des Materials ermöglicht. Dies wird als Multisensor-Technologie oder Sensorfusion bezeichnet. (Beel 2017)

Hypothetisch ist es möglich, jede berührungslose physikalische Messmethode als Trenntechnik zu verwenden. Faktoren wie Auflösung, Messgeschwindigkeit und Umwelteinflüsse bestimmen die möglichen Anwendungen, sodass auch bei den bereits verwendeten Sensortypen noch Optimierungspotenzial besteht. (Wotruba 2008)

Digitalisierung der Abfallwirtschaft

Es gibt verschiedene Definitionen des Begriffs Digitalisierung. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es sich um die Verbindung der einzelnen Stakeholder (Unternehmen, Kunden, Produkte usw.) durch Einsatz der neuesten Technologien (Computer, Internet usw.) sowie der Verarbeitung, Erfassung und Analyse von Informationen handelt. Die sogenannte 4. industrielle Revolution - besser bekannt als Industrie 4.0 - beinhaltet daher den Einsatz von IT und Automatisierung, um Echtzeitinformationen an alle Akteure in der Wertschöpfungskette zu verteilen und letztendlich zu verbinden. (Erhart 2017)

Um mit dem Tempo Schritt zu halten, wird die Notwendigkeit erwähnt, die Flexibilität und Agilität zu erhöhen, um den schnellen Innovationszyklen zu folgen. Ein agiles Merkmal ist unter anderem, Kunden in die frühen Stadien neuer Entwicklungen einzubeziehen und Feedback zu erhalten. Die dritte Herausforderung besteht darin, die digitale Kompetenz zu erweitern. Die Digitalisierung ist in vielen Bereichen eine Querschnittsaufgabe und hört nicht bei etablierten Prozessen und Strukturen auf. Um das volle Potenzial vorhandener Fähigkeiten auszuschöpfen, sind interdisziplinäre Teams und Cloud-Lösungen für einen schnellen Informationsaustausch von Vorteil. Eine weitere Empfehlung ist die Anpassung der Finanzierung entlang der gesamten Wertschöpfungskette. Die digitale Wirtschaft basiert auf immateriellen Vermögenswerten wie Mitarbeiter-Know-how, digitalen Strategien oder Daten, deren Bewertung von Banken und Kreditinstituten schwer zu beurteilen ist. Hier müssen individuelle Lösungen entworfen werden und Finanzierungsmöglichkeiten wie Vermietung, Leasing und Pay-per-Use dürfen nicht ignoriert werden. Die Entwicklung des digitalen Leitbilds wird als letzte Herausforderung der Digitalisierung genannt. Dies bedeutet, die Herausforderungen nicht einzeln zu betrachten, sondern eine umfassende Digitalisierungsstrategie zu entwickeln. Die Einflüsse von Industrie 4.0 auf die Branche und das eigene Unternehmen sind zu analysieren, und es ist darauf zu achten, dass ein ganzheitlicher Ansatz verfolgt wird und nicht starr rein auf die IT-Abteilung geachtet wird. Die Digitalisierungsstrategie sollte ständig evaluiert und angepasst werden, um proaktiv zu bleiben. (Berger 2016)

Disruptive Innovationen im Abfall- und Recyclingmanagement sind derzeit zu beobachten und werden in Zukunft in vier identifizierten Bereichen stattfinden. Die Sammlung und die dahinterstehende Logistik stehen vor einer Revolution durch „intelligente Abfallbehälter“ und intelligente Routenoptimierung. Der Fokus verlagert sich auf den Kunden, wobei beispielsweise die Abholzyklen immer persönlicher werden, was die Recyclingquoten erhöhen dürfte. (Klemmer 2019)

Weiters versuchen technologische Entwicklungen wie das oben erwähnte sensorgestützte Sortieren und das Robotersortieren, die Sortiereigenschaften auf der Industrieseite zu verbessern. Die offensichtliche Verbindung zwischen Kundenseite und Industrieseite sind Daten und die Art und Weise, wie sie verarbeitet und verwendet

werden. Mit den folgenden Methoden wurde versucht, einen Einblick in den Umgang der Abfallwirtschaft mit Daten zu erhalten und Digitalisierungstechnologien zu ihrem Vorteil einzusetzen.

2 METHODIK

Relevante Informationen über den rechtlichen Rahmen wurden durch Internet- und Literaturrecherche gefunden. Die EU-Rechtsvorschriften wurden überprüft und die wichtigsten Informationen der wichtigsten Richtlinien wurden als Leitfaden für die Durchführung des Assessments verwendet. Der interviewbasierte Fragebogen behandelt den Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung. Aufgrund aktueller Ereignisse wurden alle Interviews von März 2020 bis Mai 2020 per Video durchgeführt. Die Einteilung der Interviewpartner erfolgte in vier Kategorien: Sortiermaschinenhersteller, Sortierroboterhersteller, Recyclinganlagenbetreiber und Sensorhersteller. Insgesamt wurden 28 nationale und internationale Akteure der Abfallwirtschaft kontaktiert. Aufgrund der Arbeitszeitverkürzung in vielen Unternehmen und uninteressierter Anlagenbetreiber in Österreich konnten schlussendlich nur 13 Interviews durchgeführt werden. Ein wichtiges Anliegen der befragten Unternehmen war die Anonymität in der Veröffentlichung der erhobenen Informationen, da der Markt von wenigen globalen Stakeholdern dominiert wird und Innovation konkurrieren könnten.

3 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Da Daten nicht nur in der Abfallwirtschaft, sondern in allen Sektoren die Grundlage der Digitalisierung bilden, kann die Datenanalytik ein Faktor sein, um das derzeitige Stadium der Digitalisierung in der Abfallwirtschaft zu bestimmen. Die meisten Teilnehmer erwähnten die Bedeutung der Datenerfassung bereits am Beispiel damit vorausschauender effektivere Wartungszyklen implementieren zu können. Zwölf Stakeholder aus Österreich wurden zu ihrer Sicht auf Daten in mehreren Kategorien befragt. Mit Ausnahmen von kurzen allgemeinen Fragen zur Einleitung wurde der Fragebogen so erstellt, um den Reifegrad der Datenanalytik zu bestimmen.

Die erste Frage betrifft die Daten sensorgestützter Sortiersysteme, nämlich welche Daten wo gesammelt werden. Da nicht alle zwölf Teilnehmer direkt über ein sensorgestütztes Sortiersystem verfügen, beziehen sich einige Antworten auf Industriepartner oder Kunden. Die meisten gesammelten Daten beziehen sich auf Produktions- und darüber hinaus auf Maschinendaten und fast alle werden direkt im Werk gesammelt. Detaillierte Antworten finden sich in Tab. 1.

Tab. 1: Auswertung der Antworten betreffend der Datenerhebung in der sensorgestützten Sortieranlage.

Welche Daten werden bei der sensorgestützten Sortieranlage erhoben?	
• Produktionsdaten	83 % (10/12)
• Instandhaltungsdaten	75 % (9/12)
• Qualitätsdaten	58 % (7/12)
• Maschinendaten	83 % (10/12)
• Sonstige	8 % (1/12)
Wo werden diese Daten erhoben?	
• Direkt vor Ort an der Anlage	92 % (11/12)
• Messraum	50 % (6/12)
• Nicht am Ort des Geschehens	8 % (1/12)
• Sonstige	-

Die nächste einleitende Frage zielte darauf ab, den Grad der Beschäftigung mit dem Thema Daten im Allgemeinen zu bestimmen, und zeigte, dass die meisten Unternehmen eine Datenverwaltungsstrategie verfolgen, aber nur die Hälfte eine bestimmte verantwortliche Person hat. Transaktionsdaten, welche eine kontinuierlich gesammelte Datenqualität sicherstellen, waren für 75 % der Teilnehmer wichtig. Fragen und Antworten sind in der folgenden Tab. 2 aufgeführt.

Tab. 2: Auswertung der Antworten betreffend Datenverwaltungsstrategien.

Gibt es eine firmeninterne Strategie zum Umgang mit Daten?	83 % Ja (10/12)
Wenn ja, gibt es Datenverantwortliche im Sinne einer Data Governance?	50 % Ja (6/12)
Gibt es das Bemühen auch die Bewegungsdatenqualität hoch zu halten?	75 % Ja (9/12)

Bevor auf die Fragen zum Grad der Datenreife eingegangen wurde, wurden die Teilnehmer gebeten, ihr Unternehmen nach einer kurzen Beschreibung der vier Reifegrade gemäß Tab. 3 selbst zu bewerten. Diese Antworten wurden im Durchschnitt mit 3 bewertet.

Tab. 3: Selbstbewerteter Reifegrad im Einsatz von Datenanalytik.

Wie schätzen Sie den Reifegrad der Datenanalytik bei der sensorgestützten Sortierung in ihrem Unternehmen anhand folgender Skala ein?	
Die Digitalisierung in der Datenanalytik wurde kaum umgesetzt. Keine wirkliche Beschäftigung mit dem Thema.	1
Es gibt eine Analyse von Zusammenhängen, welche Gründe für ein Ereignis aufzeigen.	2
Teilweise automatisierte Aufzeichnung und gewisse Standards bei Formaten sind eingeführt. Es gibt keine Datenquellenübergreifende Konsistenz.	*3*
Es gibt ein durchgängiges Daten- und Informationsmanagement mit gesicherten Standards. Präskriptive Analyse hilft dem System dabei autonom und richtig zu handeln.	4

Der selbstbewertete Reifegrad basiert nur auf der Beschreibung in Tab. 3, jedoch gibt es nicht genügend Teilnehmer, um auf einen Trend in jeder Kategorie zu schließen. Kleinere und jüngere Unternehmen verfügen oft noch nicht über die Mittel, um eine Datenmanagementstrategie zu entwickeln, da sie diese derzeit auch nicht benötigen. Alle befragten Unternehmen empfanden die Datenanalyse als ein wichtiges Thema, das für die Zukunft nicht zu übersehen ist und wollen ihre Herangehensweise an und ihren Umgang mit Daten zu verbessern.

Die nachfolgenden Reifegradbewertungen wurden weitestgehend nach der Datenanalyse-Reifegradbewertung von Bernerstätter und Kühnast durchgeführt. (Bernerstätter & Kühnast 2019)
In der ersten Bewertung geht es um die Datenerfassung. Die meisten Teilnehmer befanden sich im dritten Schritt oder auf dem Weg zum vierten. Zusammenfassend wurde der Bereich der Datenerfassung allgemein als der am stärksten digitalisierte angesehen, insbesondere für die Sortiermaschinenhersteller. In Tab. 4 ist die detaillierte Beschreibung des Reifegrades angegeben, welcher im Durchschnitt mit 3 bewertet wurde.

Tab. 4: Reifegrad der Datenerfassung.

Die Datenerfassung funktioniert ohne Standards und Ziele, sowie außerdem lückenhaft. Die Papieraufzeichnung herrscht vor, sowie eine generell eher geringe erhobene Datenmenge.	1
Die digitale Datenerhebung funktioniert über einen manuellen oder unregelmäßigen Trigger. Es gibt Fehlerkorrekturmaßnahmen und eine Logik zwischen dem Prozess, den erzeugten und erfassten Daten.	2
Unregelmäßige vordefinierte Trigger bilden eine automatisierte Datenerfassung. Manuelle Aufzeichnungen werden regelmäßig digitalisiert.	*3*
Keine manuelle Eingabe von Daten mehr, nur mehr Bestätigung von Werten nötig. Automatisierte Datenerfassung in regelmäßigen Abständen.	4

Die Frage 2 betrifft die Bereitstellung und Übertragung von Daten und wird ebenfalls auf Stufe 3 gemittelt, wobei die Hersteller von Sortiermaschinen im Allgemeinen auf dem Weg zu Stufe 4 sind. Die Beschreibung der einzelnen Reifegrade finden sich in Tab. 5.

Tab. 5: Reifegrad der Datenbereitstellung und des Datentransfers.

Daten kommen nicht in für Analyseprogramm zugänglicher Form vor, weswegen eine sinnhafte Zusammenführung der Daten nicht garantiert werden kann.	1
Lokale Serversysteme führen zu Schnittstellen- und Kompatibilitätsproblemen. Manuelle Übertragung durch hohen Aufwand und nicht in Echtzeit	2
Zentrales Datenbanksystem verhindert Schnittstellenprobleme und macht Analysen in Echtzeit möglich. Unstrukturierte Daten aus Messvorgängen werden sofort auf relevante Merkmale reduziert.	*3*
Es gibt Vorverarbeitungsschritte, welche die Daten sofort in Analysenfähiger Form strukturiert darstellen. Daten werden in Data Warehouse gespeichert.	4

Datenformate als Bereich der Datenanalyse wurden ebenfalls bis zum dritten Grad der Datenreife gemittelt, wobei Sortiermaschinenhersteller auf dem Weg zur vierten Ebene und Roboterhersteller auf dem Weg zur dritten Ebene waren. Beschreibungen der einzelnen Ebenen finden sich in Tab. 6.

Tab. 6: Reifegrad der Datenformate.

Nur hoher Aufwand bringt die Daten in ein gängiges Format.	1
Es werden standardisierte Datenformate verwendet (xls, PDF, ...), allerdings nicht einheitlich, sodass ein hoher zeitl. Aufwand bei der Zusammenführung nicht zu vermeiden ist.	2
Datenformate limitieren gemeinsamen Datenbestand nicht. Es besteht die Möglichkeit große Datenmengen zu speichern.	*3*
Datenformate werden irrelevant, da die Dateiübertragung über eine Schnittstelle direkt zu einem Analyseprogramm geht. Alternativ gibt es Dateiformate, welche für Big Data geeignet sind.	4

Im Allgemeinen befinden sich die Teilnehmer aller vier Kategorien am unteren Ende oder auf dem Weg zur dritten Ebene im Bereich der Datencodierung und -darstellung. Das Durchschnittsniveau ist der Reifegrad 3. Detaillierte Beschreibungen der Datencodierungs- und Datendarstellungsreifegrade finden Sie in Tab. 7.

Tab. 7: Reifegrad der Datencodierung und –darstellung.

Fließtext oder unverständliche Codes prägen diese unstrukturierte Form der Datenerhebung.	1
Codes sind eindeutig auslegbar und Einträge sind vergleichbar.	2
Eindeutige Auslegbarkeit ist Standard; wesentliche Attribute sind metrisch skaliert, wodurch sie in nominal skalierte Werte transformiert werden können.	*3*
Metadaten erlauben automatische Interpretation der standardisierten Codes aus allen Datenquellen.	4

In Bezug auf den Datenumfang liegt der durchschnittliche Reifegrad der Datenanalytik auch im dritten Reifegrad. Anlagenbetreiber und Roboterhersteller sehen sich auf

dem Weg zur dritten, während sich der Bereich Sensortechnologie bereits auf der vierten Ebene befindet. Detaillierte Beschreibungen der vier Reifegrade finden sich in Tab. 8.

Tab. 8: Reifegrad des Datenumfangs.

Erhobene Daten sind unstrukturiert, teilweise irrelevant und zu wenige. Tabellenkalkulationsprogramm ist ausreichend.	1
Die erhobene Datenmenge ist zu groß, um durch den menschlichen Mitarbeiter interpretiert zu werden. Die Aufzeichnungsdauer beträgt mindestens 9 Monate.	2
Die Aufzeichnungsdauer beträgt mindestens 1 Jahr.	*3*
Seit mind. 1,5 Jahren erfolgt eine vollständige Erfassung der Daten, sowie eine Relevanzprüfung dieser durch eine genaue Zuordnung auf die jeweiligen Betrachtungseinheiten.	4

In Bezug auf die Datenkonsistenz sind alle Teilnehmer unterwegs zum oder am dritten Reifegrad mit Anlagenbetreibern und Roboterherstellern am unteren Ende. Die Beschreibung der einzelnen Reifegrade ist in Tab. 9 dargestellt.

Tab. 9: Reifegrad der Datenkonsistenz.

Manuelle Aufzeichnungen bieten schlechten oder keinen einheitlichen Zeitbezug.	1
Zeitkonsistenz kann Datenquellenübergreifend nicht garantiert, aber mit zeitlichem Aufwand hergestellt werden durch Zeitstempel.	2
Diagnostische Zwecke können erfüllt werden, durch einen definierten zuverlässigen Abstand zwischen den Erhebungen (für Prognosen). Zeitkonsistenz auch über Datenquellen hinweg garantiert.	*3*
Ein durchgängiges System schafft eine Zeitstempelintegrität, sowie durch Kombination mit ID-Daten (z.B. Auftragsnummern) eine rückverfolgbare Qualität.	4

In Übereinstimmung mit den anderen Reifegraden wird derjenige, der die Datennutzung betrifft, ebenfalls auf den dritten gemittelt. Roboterhersteller und Teilnehmer des Sektors Sensortechnologie scheinen am oberen Ende der dritten Ebene zu stehen, während Maschinenhersteller und Anlagenbetreiber im Allgemeinen auf dem Weg zur dritten Ebene zu sein scheinen. Die Beschreibung der einzelnen Reifegrade finden sich in Tab. 10.

Tab. 10: Reifegrad des Dateneinsatzes.

Daten werden nicht genutzt, das heißt die Aufzeichnungen erfolgen ohne Interpretation bzw. es gibt keine Anpassungen nach Interpretation.	1
Einzelne Aufzeichnungen werden in eine Form gebracht, in der sie interpretierbar sind. Probleme hinsichtlich Datenqualität/-konsistenz sind bekannt aber werden nicht standardisiert behandelt. IT-Abteilung ist allein zuständig.	2
Daten werden interpretiert und Fehler korrigiert, sowie regelmäßig bei Entscheidungen zugezogen. Prozesse zum Datenmanagement werden dokumentiert und gemeinsam mit Datenschutz und -sicherheit diskutiert. Daten werden als Ressource angesehen.	*3*
Es gibt neben einer Archivierungs- auch eine Entsorgungsstrategie. Nutzen und Aufwand der Daten können monetär bewertet werden. Datenbasierte Systeme greifen in den Prozess ein.	4

Der letzte Reifegrad weicht von den Werken von Bernerstätter und Kühnast ab, wird aber auch als interessant angesehen und betrifft das Engagement für Veränderungen. (Bernerstätter und Kühnast 2019) Dieser Reifegrad ist wichtig, um den Weg in eine digitalisierte Zukunft zu beschreiten zu können, da diese, die bei der IT-Abteilung allein angesiedelt ist. Nur die Teilnehmer des Sensortechniksektors sahen sich auf dem Weg zur vierten Ebene, die anderen drei Kategorien von Stakeholdern sehen sich auf dem Weg zur dritten Ebene. Die vier Reifegrade werden in Tab. 11 beschrieben.

Tab. 11: Reifegrad der Wandlungsbereitschaft des Unternehmens hinsichtlich Digitalisierung.

Mitarbeiter und/oder Management wehren sich gegen digitale Echtzeitmessungen, es wird am Papier festgehalten bzw. gleichzeitige digitale und papierbasierte Datenaufzeichnung. Misstrauen in neue Technologien ist vorhanden und es gibt keine ernstgemeinten Maßnahmen zur Überwindung von Widerständen.	1
Einzelpersonen oder mittleres Management äußern Wunsch nach Veränderung. Wandlungsmanagement ist nicht systematisch, allerdings wird die Wichtigkeit der Daten als Ressource diskutiert.	2
Möglichkeit zum einfachen Datenzugriff und schneller Interpretation, sowie automatisiertes Tracking des Prozesses sind Schlüsselelemente. Datenverlust oder unzureichende Daten werden verbessert. Das gesamte Management steht hinter Wandlungsvorhaben und neuen Technologien offen gegenüber.	*3*
Neue digitale Systeme werden als Hilfe für die menschlichen Mitarbeiter angenommen und dienen zur Aufrechterhaltung und Optimierung des Prozesses. Wandlungsvorhaben können Top-Down und auch Bottom-Up initiiert werden.	4

Die letzte Frage zum Vertrauen in die aufgezeichneten Daten erhielt überwiegend positive Antworten, wobei der Schwerpunkt auf der Notwendigkeit lag, die Daten ständig zu überprüfen. Die Frage wird wie im Fragebogen in Tab. 12 angegeben.

Tab. 12: Vertrauen auf die Richtigkeit der aufgezeichneten Daten.

Vertrauen Sie den aufgezeichneten Daten?	92 % Ja (11/12)

Angesichts der Einschränkungen der Studie in Bezug auf die geringe Anzahl von Teilnehmern aus jeder Kategorie kann nicht behauptet werden, einen Trend für jede Kategorie zu bestimmt zu haben. Ein Trend ist eher für die gesamte Abfallwirtschaft zu beobachten, da die Teilnehmer einen erheblichen Marktanteil in Europa halten.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Der Einsatz von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung ist gegenwärtig nur geringfügig vorhanden. Daten der sensorgestützten Sortierung werden zwar aufgezeichnet, nicht jedoch für eine optimierte Prozessführung genutzt. Es gibt Zusammenhänge in den aufgezeichneten Daten und es besteht durchaus die Möglichkeit generische ganzheitliche Ansätze in den Daten zu finden.

Die Ausgangslage, um dies durchzuführen, ist jedoch, wie an den Reifegradmodellen ersichtlich eine vielversprechende, sodass eine laufende Prozessoptimierung mittels Einsatz von Datenanalytik möglich sein könnte.

In zehn von zwölf befragten Unternehmen werden bereits Produktionsdaten und Maschinendaten erhoben, neun erheben Instandhaltungsdaten und in fünf erfolgte sogar die Aufzeichnung von Qualitätsdaten. Die Daten werden meist direkt an der sensorgestützten Sortiermaschine erhoben.

Die Wichtigkeit der Daten wurde in den Unternehmen schon frühzeitig erkannt, weshalb es in fast allen befragten Unternehmen eine Strategie mit dem Umgang von Daten gibt. Dir Hochhaltung von Datenqualität gewinnt immer mehr an Bedeutung und sechs der zwölf befragten Unternehmen haben bereits einen Datenverantwortlichen im Sinne einer Data Governance.

Die Unternehmen hätten sich selbst mit dem Reifegrad 3 hinsichtlich des Einsatzes von Datenanalytik in der sensorgestützten Sortierung bewertet, was schlussendlich bei den meisten als zu hoch einzustufen war. Der Reifegrad 3 bedeutet hier, dass sie eine automatisierte Aufzeichnung haben und gewisse Standards bei den Datenformaten eingeführt sind. Es gibt jedoch keine datenquellenübergreifende Konsistenz.

In der Datenerfassung bildet sich im Durchschnitt der Reifegrad 3 ab. Unregelmäßige vordefinierte Trigger bilden eine automatisierte Datenerfassung und manuelle Aufzeichnungen werden regelmäßig digitalisiert.

Bei der Datenbereitstellung und beim Datentransfer lässt sich zusammenfassend sagen, dass eine zentrale Datenbanksysteme Schnittstellenprobleme verhindern würde, was Analysen in Echtzeit ermöglicht. Unstrukturierte Daten aus Messvorgängen werden sofort auf relevante Merkmale reduziert.

Die Datenformate sind überdurchschnittlich mit dem dritten Reifegrad ausgeprägt. Datenformate limitieren gemeinsamen Datenbestand nicht. Es besteht beinahe in allen Unternehmen die Möglichkeit große Datenmengen zu speichern.

Der Reifegrad zur Datencodierung und -darstellung liegt im Durchschnittsniveau auf 3. Eine eindeutige Auslegbarkeit ist Standard und wesentliche Attribute sind metrisch skaliert, wodurch sie in nominal skalierte Werte transformiert werden können.

Zum Datenumfang kann gesagt werden, dass alle befragten Unternehmen eine Datenaufzeichnung und -speicherung von mindestens einem Jahr haben. Eine Relevanzprüfung wird jedoch meist nicht durchgeführt.

Zur Datenkonsistenz kann gesagt werden, dass diagnostische Zwecke erfüllt werden können. Es gibt einen definierten zuverlässigen Abstand zwischen den Erhebungen (für Prognosen). Zeitkonsistenz ist ebenfalls über die Datenquellen hinweg garantiert.

Im Bereich Dateneinsatz wurde festgestellt, dass Daten interpretiert und Fehler (soweit möglich) korrigiert werden. Die erhobenen Daten werden regelmäßig bei Entscheidungen zugezogen. Prozesse zum Datenmanagement werden dokumentiert und gemeinsam mit Datenschutz und -sicherheit diskutiert und Daten werden als Ressource angesehen.

Die Wandlungsbereitschaft hinsichtlich Digitalisierung wird in den befragten Unternehmen sehr unterschiedlich bewertet. Im Durchschnitt liegen alle nahe dem Reifegrad 3, wobei einige noch beim Reifegrad 2 und einige bei 4 liegen. Die Möglichkeit zum einfachen Datenzugriff, schneller Interpretation, sowie automatisiertes Tracking des Prozesses ist gegeben. Datenverlust oder unzureichende Daten werden verbessert. Das gesamte Management und die Mitarbeiter stehen Wandlungsvorhaben und neuen Technologien eher offen gegenüber.

Abschließend wurde auch nach dem Vertrauen in die Richtigkeit der Daten gefragt, was elf der zwölf befragten Unternehmen mit „Ja“ beantworteten.

LITERATUR

Beel, Hendrik (2017) Sortierung von schwarzen Kunststoffen nach ihrer Polymerklasse mit Hyperspectral-Imaging-Technologie.

Berger, R. (2016) Digitalisierung in der GreenTech-Branche. Handlungsbedarf für Unternehmen der Umwelttechnik und Ressourceneffizienz in Deutschland. Available online at https://www.rolandberger.com/de/Publications/Die-Digitalisierung-in-der-GreenTech-Branche.html.

Bernerstätter, Robert; Kühnast, Robin (2019): Data Maturity Assessment – Bewertung der Reife des Datenmanagements für Smart Maintenance. In Berg Huettenmaenn Monatsh 164 (1), pp. 21–25. DOI: 10.1007/s00501-018-0800-2.

Erhart, Willibald (2017) Digitale Geschäftsmodelle und schnelle Innovationszyklen in der traditionellen Industrie. Am Beispiel: Konzeptionierung und Implementierung eines digitalen, mehrseitigen Geschäftsmodells in der Verwertungs- und Entsorgungsbranche. Masterarbeit. Campus 02.

Klemmer, Olivia (2019) Digitalisation potential analysis for sustainable waste management. Masterarbeit. TU Wien.

Küppers, Bastian; Möllnitz, Selina (2018) Versuchsstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung. In Tagungsband zum 8. DGAW-Wissenschaftskongress 2018.

Pomberger, Roland; Küppers, Bastian (2017) Entwicklungen in der sensorgestützten Sortiertechnik. Vortrag und Beitrag im Konferenzband. In:: Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2017 in Graz - Die Digitalisierung der Abfallwirtschaft, ÖWAV, Modul 9.

Pretz, T.; Julius, J. (2008) Stand der Technik und Entwicklung bei der berührungslosen Sortierung von Abfällen. In Österr Wasser- und Abfallw 60 (7-8), pp. 105–112. DOI: 10.1007/s00506-008-0005-0.

Uepping, Ralph (2013) Sensorgestützte Sortiertechnik, pp. 371–383.

Wotruba, H. (2008) State-of-the-art in sensor-based sorting. In BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte 153 (6), pp. 221-224.

Thermochemische Vorbehandlung – Erste Erkenntnisse am Fallbeispiel einer an Organik reichen Feinfraktion

C. Wartha & R. Kranner
Fachhochschule Burgenland GmbH, Department Energie-, Umweltmanagement, Pinkafeld, Österreich

M. Meirhofer & M. Peinsipp
Forschung Burgenland GmbH, Pinkafeld, Österreich

KURZFASSUNG: Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) sowie die thermische Behandlung von Restmüll aus der Haussammlung stellen bewährte Verfahren zur Abfallbehandlung dar. Im vorliegenden Beitrag wird ein thermochemischer Prozess als Behandlungsalternative zur Nachrotte nach der mechanischen Behandlung erprobt. Im Forschungsprojekt „Waste2Material“ (W2M) wird der Frage nachgegangen inwieweit die thermochemische Vorbehandlung einer an Organik reichen Feinfraktion anstelle der biologischen Stufe der MBA des Umweltdienst Burgenland eingesetzt werden kann. Die genannte Fraktion fällt mit einer Korngröße kleiner 25 mm während der mechanischen Aufbereitung der gesammelten Restmüllfraktion an, wird aktuell in der biologischen Stufe am Standort Oberpullendorf behandelt und anschließend auf eine Deponie verbracht. Der vorliegende Beitrag beschreibt die ersten Erkenntnisse aus zwei Versuchswochen während welcher Untersuchungen aller im Prozess anfallenden Emissionen und Produkte durchgeführt wurden. Hierzu wird ein Abgleich der Ergebnisse mit den Vorgaben der Abfallverbrennungs-, der Abwasseremissions- bzw. allgemeinen Abwasseremissions- und Deponieverordnung durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Aufgrund des in Österreich geltenden Verbots der Deponierung von Abfällen mit einem Anteil an organischem Kohlenstoff im Feststoff von mehr als fünf Massenprozent (BMLFUW 2008) ist eine Behandlung dieser vor der Deponierung erforderlich. Die mechanisch-biologische sowie die thermische Behandlung stellen bewährte Verfahren dar. Im Burgenland wird, wie in zahlreichen anderen Regionen auch, der gemischte Siedlungsabfall in einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung aufbereitet. Das Ziel der MBA ist die Herstellung von Ersatzbrennstoffen zur thermischen Verwertung und stabilisierter Fraktionen zur Deponierung. Rund 50 % des Inputstroms (Neubauer et al. 2006) wird am Ende der mechanischen Aufbereitung der biologischen Behandlung zugeführt, mit dem Ziel, den Abfallstrom biologisch zu stabilisieren und diesen schlussendlich deponiefähig zu machen.
Bei diesem Stabilisierungsprozess werden Emissionen freigesetzt. Im Wesentlichen handelt es sich bei den gasförmigen Emissionen um Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen. Der Kohlenstoff wird hauptsächlich in Form von CO_2 freigesetzt, kleinere Mengen emittieren als Methan (CH_4) und als flüchtige organische Verbindungen (VOC). Stickstoff entweicht zum größten Teil als Ammoniak (NH_3), ein geringer Anteil als Lachgas (N_2O). Die Menge der freigesetzten Emissionen hängt von verschiedenen Faktoren, z.B. von dem Anteil des verwendeten Strukturmaterials und der Dauer des Umsatzintervalls (Gronauer et al. 1997) ab, und liegen für CO_2 zwischen 200 - 400 kg/$t_{Input,TM}$ für Methan zwischen 100 – 800 g/$t_{Input,TM}$ und für Lachgas zwischen 20 – 80 g/$t_{Input,TM}$ (Gronauer et al. 1997).

Zu den Emissionen aufgrund des biologischen Prozesses kommen Emissionen aufgrund der in der Behandlung benötigten Energie. Der elektrische Energiebedarf nach Hupe et al. (1997) beträgt zwischen 60 – 80 kWh pro Tonne rottendes Material. Vogt et al. (2002) gibt einen elektrischen Gesamtenergieverbrauch von 56,5 kWh pro Tonne Inputmaterial an und einen Dieselverbrauch von rund 47,56 kWh (4,86 l Diesel) pro Tonne Inputmaterial. Wenn man mit dieser Menge die Treibhausgasemissionen mit dem Datenbestand des österreichischen Umweltbundesamtes (2019) umrechnet, kommt man auf eine Emissionsmenge von rund 29 kg-CO_2-Äquivalente pro Tonne trockenen Inputmaterials.
Beim Stabilisierungsprozess des Abfalles, welcher durchgeführt werden muss um die Deponiefähigkeit zu erhalten, werden in etwa 230 – 460 kg CO_2-Äquivalente/$t_{TM,Input}$ freigesetzt.
Im Rahmen des Projektes Waste-2-Material wird die Möglichkeit überprüft, die biologische Behandlung durch eine thermochemische Vorbehandlung zu ersetzen mit dem Ziel, die Wertstoffe aus den Feststoffrückständen einer stofflichen Verwertung zuzuführen. Es werden die technische Umsetzbarkeit, die Wirtschaftlichkeit und der Umweltnutzen einer thermochemischen Vorbehandlung analysiert.
Im vorliegenden Beitrag werden die ersten Ergebnisse der thermochemischen Vorbehandlung als Behandlungsalternative zur biologischen Stufe in einer MBA beschrieben.

2 METHODISCHES VORGEHEN

Die für die Versuche verwendete Anlage ist eine Pyrolyseanlage der Firma Sonnenerde in Riedlingsdorf. Die Anlage wurde von der Firma Pyreg GmbH im Jahr 2011 errichtet und in den Folgejahren adaptiert. In Abbildung 1 ist die Anlage dargestellt. Das vorgetrocknete Material (Wassergehalt zwischen 3 und 15 %) wird über eine Zellradschleuse in den Reaktor eingebracht. Im Reaktor erfolgt der Weitertransport über eine Doppelwellenschnecke. Durch die sich entgegengesetzt drehenden Schnecken wird das Material durchmischt und aufgelockert. Im Reaktor wird das Material bei ca. 600 °C pyrolysiert. Der feste Rückstand wird gemeinsam mit dem im Zyklon vor der Brennkammer abgeschiedenen Feinanteil des Abgases mittels Wassereindüsung gekühlt und über Zellenradschleusen und Förderschnecken ausgetragen. Das Material wird über ein 4 mm Sieb geführt, wodurch dieses in zwei Fraktionen aufgeteilt wird. Das heiße brennbare Pyrolysegas wird über einen Zyklon in die Brennkammer geleitet, in der es durch eine lambdageregelte Zudosierung von Verbrennungsluft bei ca. 1000 °C über einen FLOX-Brenner verbrannt wird. Der Brenner ist mit einer Rauchgasrezirkulation zur Reduktion der NO_x ausgestattet. In der zweiten Versuchsreihe wurde zusätzlich eine Harnstofflanze für das Einbringen von Harnstoff in den Verbrennungsraum eingebracht. Nach Durchlaufen der Brennkammer wird das heiße Abgas über einen weiteren Zyklon entascht und über den Reaktormantel geführt. So erwärmt und pyrolysiert das heiße Abgas rekuperativ das Inputmaterial im doppelwandigen Pyrolysereaktor. Anschließend wird das Pyrolysegas in den in Serie geschalteten Wärmetauschern 1 und 2 gekühlt und mittels Nasswäscher gereinigt. Das Abgas wird dabei von unten in den Wäscher eingetragen und durchströmt nach oben den Reaktor, welcher mit Füllkörpern gefüllt ist. Von oben wird dieses Rohr mit einer alkalischen NaOH-Lösung besprüht. Im oberen Teil des Wäschers ist ein Tropfenabscheider verbaut. Das Waschwasser wird im unteren Teil gesammelt und über eine Pumpe und einen Plattenwärmetauscher dem Kreislauf rückgeführt. Dabei wird eine gewisse Wassermenge aus dem Prozess ausgeschleust und frisches Wasser nachgefüllt, damit die Natriumsulfat-Konzentration im Waschwasser nicht zu hoch wird.

Das gereinigte und gekühlte Rauchgas gelangt durch zwei in Serie geschaltete Saugzuggebläse in den Kamin, von wo es in ca. 9 m Höhe über dem Umgebungsniveau direkt ins Freie geleitet wird. Die Ventilatoren erzeugen einen leichten Unterdruck an der Anlage, wodurch ein Austritt von brennbaren Gasen vermieden wird.
Die Bewertung des Prozesses und deren Eignung erfolgt durch das Erstellen von Massen- und Stoffflussbilanzen. Zur Überprüfung der Einhaltung der Emissionsgrenzwerte, nach der Abfallverbrennungsverordnung (BMLFUW 2013) und der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (BMLFUW 2019b) wurden die aus der Anlage austretenden Gas- und Flüssigkeitsströme analysiert. Im Abgas wurden Staub, NO_x als NO_2, CO, org. C, SO_2, O_2, HCl, HF, PCDD/F, Cadmium, Thallium, Quecksilber und die Summe der Elemente Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium und Zinn gemessen. Im Abwasser (Kondensat und Abwasser aus dem Gaswäscher) wurden die durch die AAEV und AEV Verbrennungsgas (BMLFUW 2019a) vorgegebenen Parameter analysiert. Diese Analysen wurden von der RM Umweltkonsulenten ZT GmbH durchgeführt. Die Feststoffanalysen betreffend Grenzwerte für Reststoffdeponien und Massenabfalldeponien (BMLFUW 2008) wurden durch den Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben (Aldrian et. al 2020) durchgeführt.

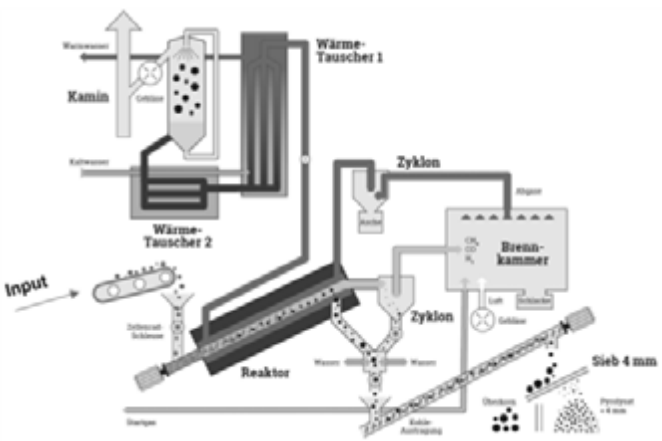


Abb. 1: Schema der Versuchsanlage für die thermochemische Vorbehandlung der Feinfraktion aus der mechanischen Aufbereitung.

3 ERGEBNISSE

Zu Beginn der ersten Versuchsreihe wurde das vorgetrocknete Inputmaterial ohne weitere Zugaben in den Reaktor eingetragen. Die Konzentration an HCl im Abgas stieg teilweise bis 5000 ppm. Daher wurde in weiterer Folge Kalk in den Inputstrom zugemischt. Durch die Beigabe von Kalk konnte HCl gebunden und als $CaCl_2$ mit dem Pyrolysefeststoff ausgetragen werden. Durch die Zugabe von 1,6 m-% Kalk (vgl. Abb. 1) bezogen auf den nicht getrockneten Inputstrom konnte der HCl-Gehalt im Abgas auf 11,6 mg/Nm³ gesenkt werden (vgl. Tab. 1). Trotzdem wurde der Grenzwert nach AVV (10 mg/Nm³) überschritten. Neben dem Grenzwert für HCl wurde in der 1. Versuchsserie auch der Grenzwert für NO_x überschritten. Als Maßnahme für die 2. Versuchsreihe wurde beschlossen, die Kalkzugabe zu erhöhen, um HCl besser zu binden, Harnstoff in die Brennkammer einzubringen und damit NO_x zu reduzieren. In der Tab. 1 sind die Auswirkungen ersichtlich. Im 2. Versuchslauf konnte durch erhöhte Zugabe von Kalk auf 3 m-% die HCl-Konzentration mit 6,45 mg/Nm³ unter den Grenzwert von 10 mg/Nm³ gedrückt werden. Ebenso konnte

durch das Einbringen von Harnstofflösung in den Brennraum die NO_x-Konzentration auf 177 mg/Nm³ gesenkt und damit der Grenzwert nach AVV eingehalten werden.

Tab. 1: Ergebnisse der Emissionsmessungen – Abgas.

Parameter	Beurteilungswert 11 % O2 [mg/Nm³] 1.V-reihe	2.V-reihe	Grenzwert nach AVV [mg/Nm³]
NO_x	421	177	200
CO	3,2	36	100
SO_2	12,5		50
Org.C	1,1	2,5	10
HCl	11,6	6,45	10
HF	0,28	0,28	0,7
Gesamtstaub	1,1	28,2	10
Cd und Ti	0,0278	0,0157	0,05
Hg	0,0095	0,008	0,05
∑Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	0,4553	0,4383	0,5
PCDD/F [ng TE/Nm³]	0,0835	0,0658	0,1
NH_3	1,2	0,6	5

Durch die Zugabe von Harnstoff in die Verbrennungskammer, wurde die Kohlenmonoxidkonzentration angehoben. Mit einer Konzentration von 36 mg/Nm³ liegt aber die Konzentration noch deutlich unter dem Grenzwert von 100 mg/Nm³.
Die Grenzwerte für SO_2, Org.C, HF, Cd und Ti, Hg, Summe Schwermetalle, NH_3 und Dioxin konnten bei beiden Versuchsreihen eingehalten werden. Der Messwert von Gesamtstaub lag in der 2. Versuchsreihe mit 28,2 mg/Nm³ über dem Grenzwert von 10 mg/Nm³. Die Staubbelastung des Abgases führte auch innerhalb der Anlage zu Problemen. Die beiden Zyklone konnten den Feinanteil des Staubes nicht genügend abtrennen, wodurch es innerhalb der Anlage zu Staubanbackungen insbesondere beim Wärmeaustausch im Reaktor gekommen ist.
In Abb. 2 ist die Massenbilanz für die Versuchsreihe 1 mit Kalkzugabe dargestellt.

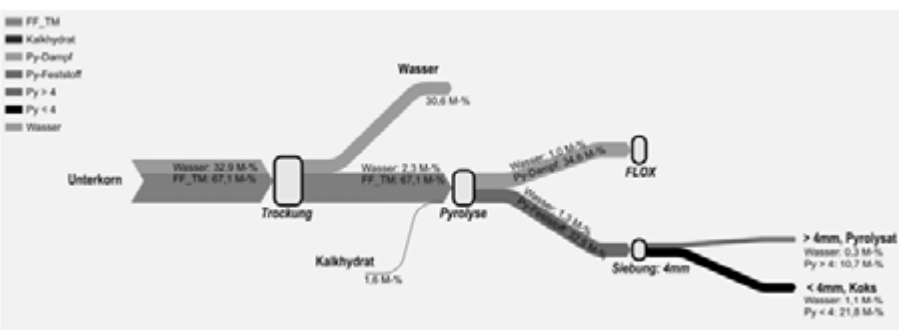


Abb. 2: Massenbilanz Versuchsreihe 1 mit Kalkzugabe.

In Summe wurden bei dieser Versuchsreihe rund 4000 kg Feinfraktion aus der mechanischen Behandlung der MBA thermochemisch vorbehandelt. Daraus ist ersichtlich, dass ca. 50 % des trockenen Inputstroms in Pyrolysegase umgewandelt werden und ca. 50 % als Feststoff aus dem Reaktor ausgekoppelt werden. Der Wasseranteil im festen Pyrolyserückstand ergibt sich durch das Quenchen mit Wasser. Rund 1/3 des festen Rückstandes ist in der Faktion > 4mm zu finden und 2/3 in der Fraktion < 4 mm (vgl. Abb. 2).
In der Tab. 2 sind die Ergebnisse der Immediat- und Elementaranalysen der Input- und festen Outputströme angegeben. Es ist ersichtlich, dass ein Großteil des Koh-

lenstoffs, welcher in fester Form den Reaktor verlässt, in der Fraktion < 4 mm vorzufinden ist.

Tab. 2: Elementar- und Immediatanalyse.

	Inputstrom	Output < 4mm Koks	Output > 4 mm Pyrolysat
Elementaranalyse (waf)*			
C [m-%]	54,5	92,6	87,4
H [m-%]	6,3	1,2	0
N [m-%]	2,2	1,9	1,5
S [m-%]	1,2	4,2	5,6
O [m-%]	35,8	0	5,5
Immediatanalyse			
Aschegehalt (wf)** [m-%]	47,7	78,3	93,4
Wassergehalt [m-%]	23,1	4,4	1,9
Brennwert (wf)** [MJ/kg]	13,48	5,3	1,1
Heizwert (wf)** [MJ/kg]	12,4	4,9	1

*Wasser Asche frei; **Wasser frei

Die Fraktion > 4 mm enthält vorwiegend Glas und Metallbestandteile. Ein Sortierversuch mit dem Pyrolysat > 4 mm zeigte, dass das Glas in einem Arbeitsgang aus dem Rückstand aussortiert werden kann. Im ersten Arbeitsschritt konnten 45 % sauberes Glas ausgeblasen werden. Aufgrund der niedrigen Pyrolysetemperatur gibt es keine Verschmelzung.

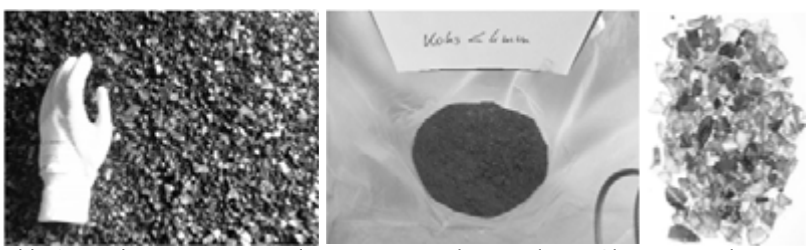


Abb. 3: Pyrolysat > 4 mm, Pyrolysat < 4 mm und aussortiertes Glas aus Pyrolysat > 4mm.

Die Ergebnisse der Abwasseranalyse aus dem Gaswäscher und dem Kondensat des Wärmetauschers wurden den Grenzwerten der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (BMLFUW 2019b) und der Abwasseremissionsverordnung Verbrennungsgas (BMLFUW 2019a) gegenübergestellt. Dabei wurden Grenzwertüberschreitungen festgestellt. Grenzwertüberschreitungen wurden bei den Werten abfiltrierbare Stoffe, den Schwermetallen, Nickel, Quecksilber, Antimon, Mangan (Ni, Hg, Sb, Mn) Ammonium, Stickstoff gebunden, Phenolindex, Sulfat und Sulfit, sowie Dioxine (umgerechnet auf die Toxizitätsäquivalente TEQ), festgestellt.
Die Outputmaterialien (Pyrolyseprodukte, Asche, etc.) wurden analysiert und die Ergebnisse mit den Grenzwerten für Reststoffdeponien und Massenabfalldeponien (BMLFUW 2008) verglichen.
Bei den Feststoffgehalten der 1. Versuchsreihe waren sowohl bei den Metallgesamtgehalten als auch den organischen Parametern (z.B. PAK, PCDD/PCDF) keine Grenzwertüberschreitungen feststellbar, mit Ausnahme des TOC-Gehaltes, der bei allen Proben deutlich überschritten wurde. Bei der 2. Versuchsreihe ergab sich ein ähnliches Bild, wobei bei drei Proben auch der Cadmiumgehalt deutlich erhöht war. Insbesondere bei den Ascheproben aus dem Zyklon.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass eine thermochemische Vorbehandlung der Feinfraktion aus der mechanischen Behandlung einer MBA den biologischen Stabilisierungsprozess ersetzen kann. Die thermochemische Vorbehandlung inklusive der Vortrocknung des Inputmaterials konnte ohne zusätzliche externe Wärmezugabe umgesetzt werden. Die Grenzwerte der AVV können im Abgas eingehalten werden. Das aus der Nasswäsche anfallende Abwasser bzw. das Kondensat aus den Wärmetauschern muss einer Aufbereitung zugeführt werden. Die festen Produkte aus der Pyrolyse können bei einer Optimierung des Prozesses zumindest einer Reststoffdeponie bzw. Massenabfalldeponie zugeführt werden. Das Deponievolumen wird zumindest um 50 % gegenüber der biologischen Stabilisierung verringert. Aus der groben Fraktion (> 4 mm) können Glas und Metalle aussortiert und einer Verwendung zugeführt werden was mit einer weiteren Verringerung des Deponievolumens verbunden ist. Natürlich ist der Prozess der thermochemischen Vorbehandlung noch weiter zu optimieren. In der nächsten Stufe wird eine Verbesserung der Staubabscheidung sowie eine Abwasserbehandlung getestet.

LITERATUR

Aldrian, A., Pomberger, R., Adam, J. (2020) *Waste2Material (W2M) – Entwicklung einer thermochemischen Vorbehandlung für die heizwertarme Fraktion aus der mechanisch-biologischen Aufbereitung (MBA) im Burgenland zur stofflichen Verwertung*, Zwischenbericht für den Zeitraum 01.04.2019 bis 31.05.2020; Leoben 2020

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2013) Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend, *Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung - AVV)*. BGBl. II Nr. 389/2002, Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2019a) *Abwasseremissionsverordnung Verbrennungsgas* (AEV), Bundesminister für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Reinigung von Verbrennungsgas

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2019b), *Allgemeine Abwasseremissionsverordung* (AAEV), Bundesminister für Land und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen.

Bundesministerium für Land- und BMLFUW Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) *Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen* (Deponieverordnung)

Gronauer, A., Claassen, N., Ebertseder, T., Fischer, P., Gutser, R., Helm, M., Popp, L. und Schön, H. (1997) *Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung*. München: Bayrisches Landesamt für Umweltschutz.

Hupe, K., Heyer, K. U. und Stegmann, R. (1997) *Biologische Bioabfallverwertung - Kompostierung kontra Vergärung*.

Neubauer, C., Öhlinger, A. (2006) *Ist-Stand der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich*, Zustandsbericht 2006; Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2006, ISBN 3-85457-868-7

Umweltbundesamt (2019) http://www5.umweltbundesamt.at/emas/co2mon/co2mon.html abgerufen am 12.02.2019, 12:38

Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J. und Detzel, A. (2002) *Ökobilanz Bioabfallverwertung. Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen*. Initiativen zum Umweltschutz, Band 52. Berlin: Erich Schmidt Verlag

Dieses Projekt wird durch die **Europäische Union, EFRE** und dem **Land Burgenland** unterstützt.

Europäische Union Investitionen in Wachstum & Beschäftigung. Österreich.

BURGENLAND
DIESES PROJEKT WIRD VON BUND UND LAND BURGENLAND GEFÖRDERT.

Kinetische Modellierung einer Kunststoff Pyrolyse

A.E. Lechleitner, M. Lehner & T. Schubert
Montanuniversität, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

W. Hofer
OMV Refining & Marketing GmbH, Schwechat, Österreich

KURZFASSUNG: Das ReOil Verfahren der OMV Refining & Marketing GmbH ist ein vielversprechender Weg, die Recycling Ziele von Kunststoffverpackungen der Europäischen Kommission zu erreichen. In diesem Pyrolyse Prozess werden gemischte Kunststoffabfälle chemisch recycelt und die daraus gewonnen Kohlenwasserstoffe werden wieder zu petrochemischen Grundstoffen oder Treibstoffen weiterverarbeitet. Da die Rentabilität eines solchen Prozesses stark von der verarbeitenden Menge abhängt, muss eine wesentliche Vergrößerung des Maßstabs erfolgen. Zu diesem Zweck wird ein Modell benötigt, welches aus der Zusammensetzung des Einsatzstroms die Ausbeuten vorhersagen kann und damit die Möglichkeit bietet optimale Prozessbedingungen einzustellen. Darum wurde ein Reaktormodell für die im ReOil Verfahren verwendeten Rohrreaktoren aufgebaut, welches sich der Methode des sogenannten „Lumped Kinetic Modeling“ bedient, um die Vielzahl an auftretenden Kohlenwasserstoffspezies erfassen zu können. Mit Hilfe einer Pilotanlage werden Reaktionsdaten für die Kunststoffpyrolyse gesammelt und so das Modell stetig weiterentwickelt.

1 EINLEITUNG

Die Europäische Kommission setzte klare Ziele und etablierte hohe Recyclingraten für Kunststoffe in Verpackungsabfälle von 50 m.% bzw. 55 m.% bis 2025 bzw. 2030 (Europäische Union 2018). Im speziellen sind Verpackungsabfällie, aber auch andere kunststoffreiche Abfallströme, eine große Herausforderung für das werkstoffliche Verwerten, da die Sortierung und Reinigung dieser Stoffströme in vielen Fällen nicht ökonomisch vertretbar sind. Um die Recyclingraten dennoch zu erreichen muss folglich auf chemisches Recycling zurückgegriffen werden, bei welchem beispielsweise durch Behandlung mit Wärme oder Lösungsmitteln die Polymerketten in kürzere Einheiten gespalten werden. Dabei können unterschiedliche petrochemische Produkte aus den Kunststoffen gewonnen werden, welche wieder in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden können. Solche Technologien sind widerstandsfähiger gegenüber Verunreinigungen in den Einsatzströmen. Die Herausforderung liegt beim chemischen Recycling bei der Größe der Anlage, da ein großer Durchsatz erforderlich ist, um wirtschaftlich rentabel zu sein. Des Weiteren müssen die gewonnen Produkte eventuell gereinigt und weiterverarbeitet werden, da diese ansonsten nicht in allen Fällen marktfähig sind.
Der ReOil Prozess, entwickelt von der OMV Refining & Marketing GmbH in Kooperation mit der Montanuniversität Leoben, ist ein derartiges chemisches Recycling-Verfahren, welches polyolefinreiche Kunststoffabfälle thermisch zu kurzkettigen, wertvollen Produkten verarbeitet, welche in einer Raffinerie weiter zu Treibstoffen oder petrochemischen Vorprodukten zur Kunststofferzeugen veredelt werden. Das Spezielle an diesem Prozess ist die Verwendung eines Trägermediums, ein Nebenprodukt der Raffinerie, welches es möglich macht, die Kunststoffe in einem Rohrre-

aktor thermisch zu cracken. Dies ermöglicht einen leichten Up-Scale, um einen hohen und kontinuierlichen Durchsatz zu erreichen. (Lederer und Lehner 2013)
Für eine quantitative Prozessbeschreibung, im Speziellen für die Reaktorzone, wird ein praktikables Modell benötigt, sodass Prozessbedingungen und Produktausbeuten optimiert werden können. Die Schwierigkeit liegt hier in der Vielzahl an unterschiedlichen Kohlenwasserstoffen, welche in den Reaktor eintreten aber auch vor allem welche durch die thermische Zersetzung entstehen. Hierfür wurde das sogenannte „Lumped Kinetic Modeling“ eingeführt, welche Kohlenwasserstoffe mit ähnlichen physikalischen Eigenschaften zu einer Gruppe (=Lump) zusammenfasst. Anhand von Testläufen in einer Pilotanlage können mit diesem Modell die Reaktionsdaten für die Kunststoff Co-Pyrolyse bestimmt werden, welche anschließend für die Auslegung einer Demonstrationsanlage in der Raffinerie Schwechat verwendet werden.

2 METHODE

Für die Bestimmung der Reaktionsdaten wurde im Technikum der Raffinerie Schwechat eine Pilotanlage errichtet. Mit Hilfe dieser können reine Kunststoffe und Trägermedium in bestimmten Mischungsverhältnissen eingesetzt werden. Der Kunststoff muss hierfür auf ein Pulver mit einer Korngröße unter 500µm gemahlen werden. Verwendet werden „Virgin“-Kunststoffe, mit möglichst geringem Anteil an Füllstoffen und Additiven. So können die Ausbeuten an Produktfraktionen der unterschiedliche Polymere, wie Polypropylen (PP), Polyethylen niedriger Dichte (LDPE), Polyethylen hoher Dichte (HDPE) und Polystyrol (PS), bestimmt werden. Unterschiedliche Polymere benötigen unterschiedliche Prozessbedingungen, daher ist das Ziel der Pilotanlage eine qualitative sowie quantitative Beschreibung der Prozessbedingungen für den Einsatz unterschiedlicher Kunststoffsorten.

2.1 Die Pilotanlage

Die Pilotanlage (Abb. 1) besteht aus einem Vorlagebehälter, in dem Trägermedium mit Kunststoffpulver im gewünschten Mischverhältnis aufgegeben wird.

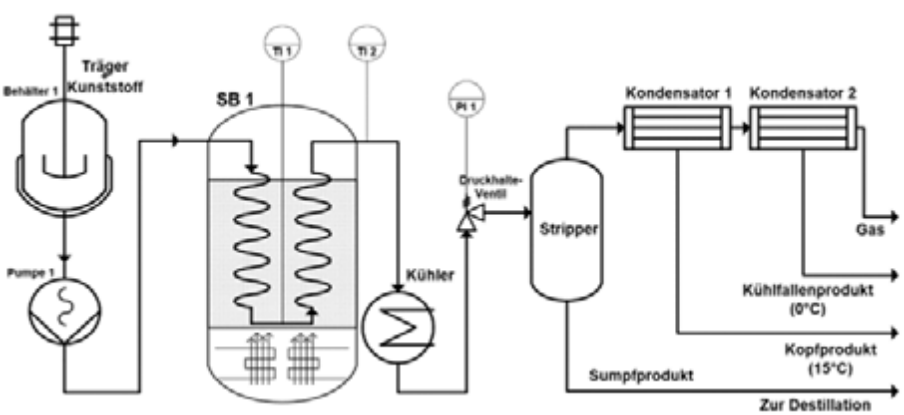


Abb. 1: Schema der Pilotanlage mit Vorlagebehälter, Pumpe, mit einem Sandbad SB beheizten Reaktor, Kühler, Druckhalteventil, Strippbehälter und Kondensatoren.

Die Kunststoffmischung wird mittels einer Pumpe durch einen Rohrreaktor gedrückt. Dieser wird über ein mit Luft fluidisiertes Sandbad beheizt, um einen möglichst homogenen Energieeintrag über die gesamte Reaktorspirale zu gewährleisten. Darauf-

folgend wird die Produktmischung von einem Luft- und einem Thermoölkühler abgekühlt. Danach entspannt ein Druckhalteventil die Produkte auf atmosphärischen Druck, um die leicht-siedenden Produkte unter Stickstoff Spülung auszustrippen. Die Flüssigprodukte werden im Strippersumpf gesammelt und die gasförmigen Produkte werden bis auf 0°C kondensiert und gesammelt. Das übrige Gas wird über eine Gasuhr geleitet und anschließend verbrannt.
Die flüssigen Produkte werden anschließend in einer Labordestillation fraktioniert, um die unterschiedlichen Produkte als Siedeschnitte, Naphtha, Kerosin, Gasöl, Spindelöl und Rückstand, zu erhalten. Alle erhaltenen Produkte werden im Raffinerie Labor entsprechend der jeweiligen Produktnorm analysiert. Dadurch können die Analysenergebnisse im Programm PetroSim eingegeben werden und so die Stoffdaten, wie Dichte, Wärmekapazität, Viskosität, etc., quantifiziert werden.
Die Pilotanlage ist sehr flexibel konzipiert, wodurch Temperaturen von bis zu 500°C und ein Druck bis 25 barg erreicht werden kann. Die Verweilzeit kann durch Einbau von unterschiedlichen Spiralreaktoren variiert werden. Der Durchfluss wird meist konstant bei ca. 3kg/h gehalten, wobei der Kunststoffanteil zwischen 0 und 20 % variiert wird.

2.2 Das Modell

Für die Modellbildung in Matlab werden einige Vereinfachungen getroffen. Zum einen wird die Chemie vereinfacht indem das „Lumped Kinetic Modeling“ verwendet wird. Zum anderen wird ein einfaches ideales Strömungsrohr-Modell verwendet, was trotz der Zwei-Phasen-Strömung annimmt, dass kein Schlupf vorherrscht. Somit ist die Strömungsgeschwindigkeit der Gasphase gleich groß wie die Strömungsgeschwindigkeit der flüssigen Phase im Rohrreaktor. Ab Beginn der Reaktion liegt eine Zwei-Phasen-Strömung im Strömungsrohr vor. Eine Gasphase im Reaktor beeinflusst einerseits die Reaktion, da sich durch die niedere Dichte der Gasphase eine höhere nominale Strömungsgeschwindigkeit ergibt und sich dadurch die Verweilzeit verkürzt, und andererseits wird je nach Strömungsart der Wärmeübergang stark beeinflusst. Für die Berechnung des Wärmeübergangs wird der VDI Wärmeatlas herangezogen (Kabelac 2006). Da die Verweilzeit in solch einem Reaktor erst anhand des Modells berechnet werden kann, muss ein örtlicher Integralansatz verwendet werden. Hierfür wird der Reaktor in sehr viele Segmente aufgeteilt, bei denen konstante Bedingungen von Temperatur und Druck vorherrschen (Abb. 2). Dadurch können die jeweiligen Stoffdaten verwendet werden, um Strömungsgeschwindigkeit, Reaktionskonstanten und Wärmeübergang zu berechnen. In der Folge werden die Konzentrations- und Temperaturverläufe über die gesamte Reaktorlänge ermittelt.



Abb. 2: Integralreaktor, unterteilt in viele Segmente.

In jedem der Segmente aus Abb. 2 findet auch die Lösung des Modells für die chemische Umsetzung der Kohlenwasserstoffe statt. Die aus dem Segment austretenden Ströme werden aus den in das Segment eintretenden Ströme über die Reaktionskinetik berechnet. Um möglichst repräsentativ die Vielzahl an Kohlenwasserstoffe zu erfassen, werden alle Edukte sowie Produkte sogenannten Lumps zugeordnet, welche anhand der Siedelage eingeteilt werden. Das verwendete Vier-Lump-System für das Trägermedium kann in Abb. 3 links eingesehen werden, das Fünf-Lump-System für die Kunststoffpyrolyse wird in Abb. 3 rechts gezeigt. Unter der Annahme von monomolekularen, irreversiblen Reaktionen erster Ordnung, ergeben sich jeweils sechs Reaktionen für die Produkt-Lumps. Die Zersetzung des

Kunststoffs erfolgt über eine weitere Reaktion, dessen kinetische Daten mit dieser Pilotanlage nicht bestimmt werden können, da für den operativen Betrieb der Anlage ein vollständiger Umsatz des Kunststoffs gewährleistet sein muss. Hierfür werden beispielsweise Daten von Bockhorn et al. (1999) oder Westerhout et al. (1997) für PP und PE verwendet.

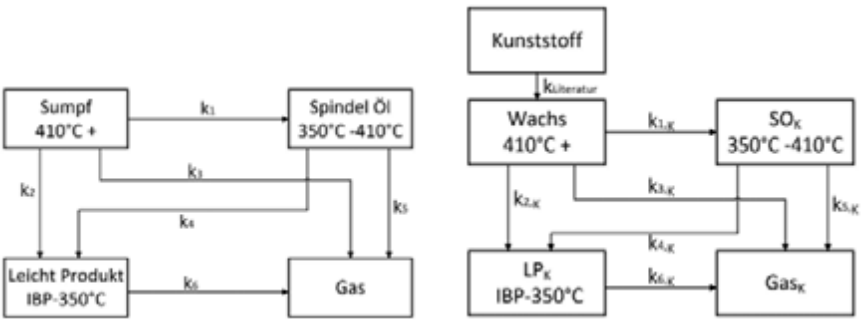


Abb. 3: *links*: einfaches 4 Lump Modell mit 6 irreversiblen, monomolekularen Reaktionen 1. Ordnung für das Trägermedium; *rechts*: einfaches 5 Lump Modell mit 6 irreversiblen, monomolekularen Reaktionen 1. Ordnung für die Produkte aus der Kunststoff Pyrolyse und einer Zersetzungsreaktion des Kunststoffs aus der Literatur.

Zur Beschreibung der Reaktionsrate wird der Ansatz von Arrhenuis verwendet (Formel 1).

$$k_i = k_{\infty,i} * e^{-\frac{E_i}{R*T}} \quad (1)$$

Dabei ist k_i die Reaktionsrate, $k_{\infty,i}$ der Häufigkeitsfaktor, E_i die Aktivierungsenergie, R die ideale Gaskonstante, T die Temperatur und i der Index für die jeweiligen Reaktion in Abb. 3. Hier kann der exponentielle Einfluss der Temperatur klar erkannt werden, wodurch die Temperatur als wichtigster Parameter für die Pyrolyse gilt. Deshalb wird auch eine Reaktionsenthalpie den Reaktionen zugeordnet, wodurch die Reaktionsrate zusammen mit dem Wärmeübergang in der Wärmebilanz gekoppelt werden.
Um nun die sechs Häufigkeitsfaktoren und sechs Aktivierungsenergien des Trägermediums bzw. des Kunststoffs zu bestimmen, muss eine nichtlineare Regression des Modells anhand der erworbenen Ergebnisse aus der Pilotanlage durchgeführt werden, weil die Anzahl der Unbekannten die Anzahl der Gleichungen übersteigt. Hierfür wird das „Optimization Toolbox“ von Matlab verwendet, wobei Startwerte aus der Literatur verwendet werden.

3 ERGEBNISSE

Anhand des Modells wurden kinetische Daten für die Co-Pyrolyse von unterschiedlichen Kunststoffen und Trägermedien bestimmt. In folgender Tabelle sind die Ergebnisse eines hochsiedenden, paraffinischen Nebenprodukts aus einer Raffinerie und PP dargestellt. Die Daten wurden erfolgreich mit kinetischen Daten aus der Literatur, wie zum Beispiel mit Singh et al. (2005) oder Bockhorn et al. (1999), abgeglichen, wobei hier zu erwähnen ist, dass Kunststoffe sowie Öle sehr unterschiedlichen Aufbau bzw. Zusammensetzungen aufweisen können.

Tab. 1: ermittelte Häufigkeitsfaktoren und Aktivierungsenergien für PP und ein Trägermedium.

	Trägermedium		PP	
Reaktionen [-]	$k_{\infty,j}$ [s^{-1}]	E_i [J/mol]	$k_{\infty,j}$ [s^{-1}]	E_i [J/mol]
k1	1.26e+11	1.82e+05	5.73e+12	2.28e+05
k2	6.51e+11	2.08e+05	2.34e+11	2.02e+05
k3	2.32e+13	2.36e+05	5.18e+14	2.69e+05
k4	1.58e+12	1.97e+05	5.55e+15	2.69e+05
k5	1.09e+11	2.14e+05	1.04e+15	2.70e+05
k6	2.24e+11	2.03e+05	1.30e+10	1.92e+05

In Abb. 4 ist der Abweichungsplot der Versuchsserie mit reinem Trägermedium dargestellt.

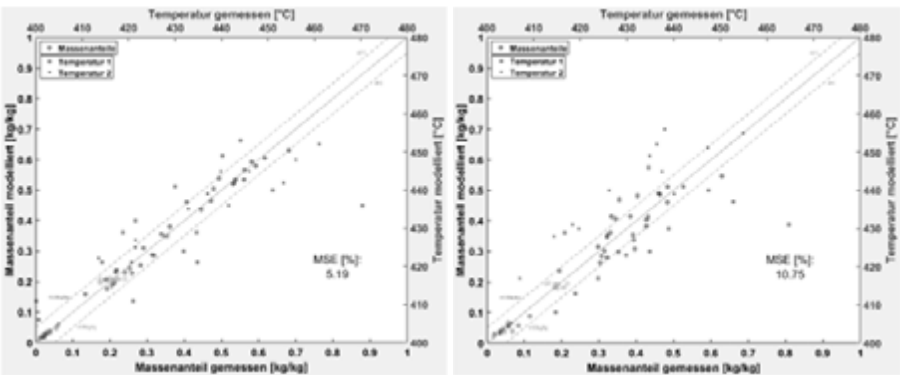


Abb. 4: *links:* Abweichungsplot für die Messergebnisse von Temperatur sowie Massenanteile der Produkte mit reinem Trägermedium als Einsatz. Der mittlere quadratische Fehler beträgt 5,19 %*; rechts:* Abweichungsplot für die Messergebnisse von Temperatur sowie Massenanteile der Produkte mit Trägermedium und unterschiedlichen Mischungsverhältnissen von PP als Einsatz. Der mittlere quadratische Fehler beträgt 10,75 %.

Das Diagramm zeigt die modellierten Werte über den gemessenen Werten an, sodass bei einer perfekten Übereinstimmung alle Punkte auf einer Diagonalen liegen würden. Wie zu sehen ist, liegt eine Vielzahl der Messpunkte gleichmäßig verteilt um die Diagonale und auch innerhalb des in strichlierten Linien markierten Bereichs, der eine 5 % Abweichung der Massenanteile und eine +/- 5 °C Abweichung der Temperatur anzeigt. Der mittlere quadratische Fehler (MSE= mean squared error) beträgt 5,19 %, was für eine sehr gute Optimierung spricht. Wie zu erkennen ist, reicht ein einfaches Vier-Lump-Modell aus, um das Zersetzungsverhalten von Ölen bei milden Temperaturen widerzugeben.
Werden nun dem Trägermedium PP im Mischungsverhältnis 10 % und 20 % beigemengt, können die kinetischen Daten von PP bestimmt werden. Das Abweichungsdiagramm für diese Versuchsserie kann in Abb. 5 eingesehen werden. Hier beträgt der mittlere quadratische Fehler 10,75 %, wobei erwähnt werden muss, dass der Fehler zunehmen muss, da die gewonnen Informationen aus der ersten Versuchsserie für das Trägermedium verwendet werden, sodass nur mehr die kinetischen Daten für PP bestimmt werden müssen. Dennoch kann eine gute Übereinstimmung erreicht werden. Bei genauerer Betrachtung der abweichenden Massenanteile kann erkannt werden, dass eine wesentliche Verbesserung erreicht werden könnte, wenn Reaktionen zwischen den Trägermedium und dem Kunststoff in das Modell mit aufgenommen werden würden. Ähnliche Phänomene werden oft auch in der Literatur beschrieben und treten auch zwischen den Kunststoffen auf.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Mit Hilfe eines Modells und experimentellen Daten aus einer Pilotanlage können kinetische Daten für Öle sowie für die Co-Pyrolyse mit Kunststoffen erhalten werden. Wie erwartet, stellte sich dabei die Temperatur als stärkster Einflussfaktor heraus, welcher exponentiell in die Reaktionsrate mit eingeht. Die Stärken des Modells liegen in der Einbindung einer gekoppelten Wärme- und Stoffbilanz. Weiters werden die temperatur- und druckabhängigen Stoffdaten der Produkte sowie der Edukte berücksichtigt. Verbesserungsmöglichkeiten wären eine detailliertere Einteilung der Lumps sowie die Berücksichtigung von Interaktionen zwischen Trägermedium- und Kunststoff-Pyrolyse, was aber zu einem wesentlich erhöhten Rechenaufwand führen würde.

Bereits jetzt wird dieses Modell an einer größeren Pilotanlage mit 100 kg/h Durchsatz angewandt, was zu vielversprechenden Ergebnissen führt. Allerding muss das Modell mit Daten unterschiedlicher Kunststoffe erweitert werden, um auch Mischungen von Kunststoffabfällen darzustellen. Am Ende wird das Modell nicht nur für die Vorhersage von Produktausbeuten verwendet, sondern auch für einen Up-Scale einer Demo- und kommerziellen Anlage für das chemische Recycling dienen.

LITERATUR

Bockhorn, H.; Hornung, A.; Hornung, U.; Schawaller, D. (1999): *Kinetic study on the thermal degradation of polypropylene and polyethylene*. In: Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 1999 (48), S. 93–109.

Europäische Union (2018): Richtlinie (EU) 2018 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle. Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32018L0852, zuletzt geprüft am 10.09.2018.

Kabelac, Stephan (Hg.) (2006): *VDI-Wärmeatlas*. [Berechnungsunterlagen für Druckverlust, Wärme- und Stoffübergang]. Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen. Zehnte, bearbeitete und erweiterte Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg (VDI Buch). Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-32218-4.

Lederer, C.; Lehner, M. (2013): *Development of an upscalable process for polyolefins and other post-consumer plastic fractions via solvent-based depolymerization*. In: 7th International Symposium on Feedstock Recycling of Polymeric Materials (7th ISFR 2013). 7th International Symposium on Feedstock Recycling of Polymeric Materials. New Delhi, 23.-26. October 2013. CSIR- Indian Institute of Petroleum (IIP).

Singh, Jasvinder; Kumar, M. M.; Saxena, Alok K.; Kumar, Surendra (2005): *Reaction pathways and product yields in mild thermal cracking of vacuum residues: A multi-lump kinetic model.* In: Chemical Engineering Journal 108 (3), S. 239–248. DOI: 10.1016/j.cej.2005.02.018.

Westerhout, R. W. J.; Waanders, J.; Kuipers, J. A. M.; Swaaij, W. P. M. (1997): *Kinetics of the Low Temperature Pyrolysis of Polyethene, Polypropene, and Polystyrene, Modeling, Experimental Determination, and Comparison with Literature Models and Data*. In: *Industiral & Engineering Chemistry Research* 1997 (36), S. 1955–1964.

Die neue Wirbelschichtverbrennungsanlage der Norske Skog Bruck GmbH

M. Simmler, K. Steinlechner & A. Gruber-Waltl
Norske Skog Bruck GmbH, Bruck an der Mur, Österreich

KURZFASSUNG: Am österreichischen Standort in Bruck a.d. Mur des norwegischen Papierkonzerns Norske Skog entsteht eine neue Wirbelschichtverbrennungsanlage für Papierrejecte, Ersatzbrennstoffe und Klärschlamm. Die Kapazität beträgt 160.000 t/Jahr. Der erzeugte Dampf wird ganzjährig in der hocheffizienten Kraft-Wärme-Kopplungsanlage zur Versorgung der Papierproduktion mit Strom und Wärme genutzt. Durch diese neue Anlage kann der Einsatz von Erdgas deutlich reduziert werden. Die Kesselanlage beinhaltet innovative technische Lösungen wie einen mit Biogas befeuerten Endüberhitzer, eine Rauchgaskondensation zur Wärmenutzung und eine Entstickungsanlage welche bei sehr niedrigen Temperaturen arbeitet.

1 EINLEITUNG

Die österreichische Papierindustrie ist ein schönes Beispiel nachhaltiger Produktion. Der Rohstoff Holz stammt aus dem nahen Umkreis. Die hohen Sammelquoten von Altpapier erlauben seinen Einsatz in unterschiedlichen Qualitäten für verschiedenste Papiersorten. Die Lage inmitten des europäischen Marktes ermöglicht kurze Transportwege für Rohstoffe und Fertigprodukte, die zu einem guten Teil mit der Bahn gemacht werden.

Das Werk von Norske Skog in Bruck an der Mur ist ein Pionier im Einsatz von Altpapier. Seit 1970 wird es für die Herstellung von Zeitungsdruckpapier verwendet und seit 1992 für hochwertiges gestrichenes Magazinpapier. Bei der Aufbereitung von Altpapier zu neuem Faserrohstoff werden Verunreinigungen, Druckfarbe und andere Störstoffe als sogenannte Faserreststoffe abgeschieden. Je nach Altpapierqualität und zu produzierender Papiersorte fallen auch Papierrejecte, die aus Plastikteilen, Metallen und Faserresten bestehen, in unterschiedlicher Zusammensetzung und Menge an.

Die thermische Nutzung dieser Reststoffe direkt vor Ort in der Papierfabrik in einer Wirbelschichtverbrennung hat sich als bestmögliche Verwertung durchgesetzt. So kann im Kraft-Wärme Kopplungsprozess die für die Papierherstellung benötigte Energie in Form von Dampf und Elektrizität ganzjährig zur Verfügung gestellt werden.

Norske Skog Bruck betreibt bereits seit 1984 eine stationäre Wirbelschichtverbrennung in der jährlich ca. 100.000 t Faserreststoffe verbrannt werden. Die anfallende Flugasche wird aufgrund ihrer Zusammensetzung und konstanten Qualität seit langem als Ersatzrohstoff in der Zementindustrie eingesetzt. Seit kurzem findet die Flugasche wegen ihrer hydraulischen Aktivität auch direkt als Produkt zur Bodenstabilisierung Verwendung. So werden die Reststoffe der Papierherstellung zuerst thermisch und die Asche daraus auch stofflich genutzt.

Das lokale Fernwärmenetz wird seit 2012 hauptsächlich mit rückgewonnener Wärme aus den Produktionsprozessen versorgt.

2 DIE NEUE ANLAGE IM RAHMEN DER ÖSTERREICHISCHEN ABFALLWIRTSCHAFT

Die gesamte Kapazität der thermischen Verwertungsanlagen in Österreich liegt bei ca. 2,6 Millionen t/Jahr (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2017) und zusätzlich ca. 0,5 Millionen t/Jahr in der Zementindustrie. Die bekannten Faktoren am Markt wie gestiegene Abfallmengen, höhere Heizwerte und Bevölkerungswachstum führen dazu, dass die bestehenden und zum Teil schon in die Jahre gekommenen Anlagen seit einigen Jahren mit voller Kapazität betrieben werden. Die letzte neue Anlage in Österreich wurde vor mittlerweile 10 Jahren in Betrieb genommen. Die Ausführung der hier geplanten Anlage nicht als Rostfeuerung sondern als Wirbelschichtanlage, welche speziell für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen geeignet ist, steht im Einklang mit den gesetzten Recyclingzielen. Die weitergehende Aufbereitung von Abfällen zum stofflichen Recycling führt auch zu größeren Mengen an stofflich nicht mehr nutzbaren Fraktionen, die in ihrer Qualität als EBS für die thermische Verwertung geeignet sind wie Rejecte aus dem Altpapier- und Altkunststoffrecycling.

3 DAS PROJEKT K9 DER NORSKE SKOG BRUCK

Norske Skog Bruck setzt aktuell neben den eigenen Reststoffen auch Erdgas in einem hocheffizienten Kraft-Wärme-Kopplungsprozess ein. Das Ziel des Projektes K9 ist nun eine Verringerung der Abhängigkeit von fossilen, importierten Energieträgern durch die weitere Nutzung von im Werk vorhandenen Reststoffen aus der Papierherstellung und von Ersatzbrennstoffen.
Das Herzstück der neuen Energieanlage ist ein stationärer Wirbelschichtkessel mit einer Brennstoffwärmeleistung von 50 MW. Das Projekt beinhaltet weiters die Errichtung eines Gebäudes zur Anlieferung, Lagerung und Aufbereitung der Brennstoffe sowie die Anpassungen der Infrastruktur im Werksgelände.
Mit der Umsetzung des Projektes wurde Ende 2019 begonnen. Die Inbetriebnahme ist für das erste Quartal 2022 geplant.
Der Anforderungen des neuen BAT-Dokuments für Abfallverbrennung sind im Projekt umgesetzt.

Tab. 1: Technische Daten der Wirbelschichtanlage.

Brennstoffwärmeleistung Ersatzbrennstoffe	50 MW_{th}
Brennstoffwärmeleistung Biogas und Erdgas	7 MW_{th}
Brennstoffeinsatz Ersatzbrennstoffe und Klärschlamm bei einem gemittelten Heizwert von 10 MJ/t	160.000 t/a 15 bis 25 t/h
Heizwert	7 bis 15 GJ/t
Rauchgasmenge	ca. 100.000 Nm^3/h

4 BRENNSTOFFE

Die eingesetzte Wirbelschichttechnologie eignet sich sehr gut für ein breites Spektrum unterschiedlicher Brennstoffe mit Heizwerten von 7 bis 15 GJ/t. Geplant ist der Einsatz von ca. 120.000 t Papierrejecten und Ersatzbrennstoffen und ca. 40.000 t Klärschlamm pro Jahr. Die Brennstoffe werden aufbereitet angeliefert oder in einer eigenen Aufbereitungsanlage auf die für die Wirbelschicht erforderliche Korngröße von < 80 mm gebracht. Die Aufbereitung umfasst eine Vorzerkleinerung, Siebung, Abscheidung von Metallen und eine Nachzerkleinerung. Der Einsatz von Sensortechnik wie z. B. Nahinfrarot (NIR) in der Brennstoffbeschickung des Kessels zur Online-Überwachung der Brennstoffqualität ist vorgesehen.

5 ENERGIENUTZUNG

Im Wirbelschichtkessel wird durch die Verbrennung der Brennstoffe Dampf erzeugt. Der erzeugte Hochdruckdampf wird an der bestehenden Dampfturbine zur Stromerzeugung genutzt und als Niederdruckdampf an den Papiermaschinen genutzt.
Durch den ganzjährigen Dampfbedarf der Papierproduktion ist eine dauerhafte und vollständige effiziente Nutzung der erzeugten Dampfmenge gegeben. Die Kriterien zur effizienten Energienutzung werden somit sicher erfüllt.

6 SPEZIELLE AUSFÜHRUNGEN DER ANLAGE

6.1 Integrierter Endüberhitzer

Mit den Festbrennstoffen wird in den Überhitzern eine Dampftemperatur von 420 °C erreicht. Dies ist der Bereich wo Korrosion vermieden wird. Zur Erreichung eines höheren elektrischen Wirkungsgrades an der Dampfturbine wird der Dampf in einem gasbefeuerten Überhitzer, der am oberen Ende in die Brennkammer integriert ist, auf bis zu 490 °C überhitzt. Neben Erdgas kann hier auch das am Standort bei der anaeroben Abwasserbehandlung entstehende Biogas eingesetzt werden.

6.2 Bettasche

Aus der anfallenden Bettasche können Wertstoffe wie Fe-Metalle, Nicht-Fe-Metalle und Glas in einer guten Qualität einfach rückgewonnen werden.

6.3 Zyklonabscheider

Dieser dient zur Abtrennung eines Großteils der Asche bei Temperaturen von über 400 °C damit diese einer möglichst weitgehenden stofflichen Nutzung zugeführt werden können.

6.4 Semi-trockenes Rauchgasreinigungsverfahren

In einem semi-trockenen Rauchgasreinigungsverfahren werden mit der Zugabe von Kalkhydrat und Aktivkohle die sauren Inhaltsstoffe, flüchtige Schwermetalle bzw. Schwermetallverbindungen, organische Verbindungen sowie Feinstaub in einem Gewebefilter abgeschieden

6.5 Rauchgaskondensation

Zur weiteren Nutzung der Energie im Rauchgas wird dieses nach dem Gewebefilter in einer Wäscherstufe kondensiert. Neben der Wärmenutzung erfolgt hier auch eine weitere Schadstoffabscheidung, sodass die Emissionswerte weit unterhalb der Grenzwerte erreicht werden können. Der Einsatz dieser Rauchgaskondensation mit integrierter Wärmenutzung in der Abfallverbrennung stellt in Mitteleuropa eine Neuerung dar. In skandinavischen Anlagen gibt es solche Installationen, wobei dort meist sehr große Fernwärmenetze versorgt werden, wo die in der Kondensation gewonnene Wärme genutzt wird. Im vorliegenden Fall kann die Wärme in Form von Warmwasser mit 65 °C zur Rücklaufanhebung der Fernwärme und zur Erwärmung von Prozesswässer in der Papierherstellung eingesetzt werden, wodurch der Einsatz von höherwertigem Dampf ersetzt wird.

6.6 Entstickung

Die letzte Stufe der Rauchgasreinigung ist eine De-NOx Katalysator zur Reduktion der Stickoxidemissionen (NOx). Dieser funktioniert nach dem Prinzip der Selektiv-katalytischen Reduktion (SRC) durch Eindüsung von Ammoniakwasser. Es kommt hier ein neuer Katalysatortyp zum Einsatz der bei Temperaturen von unter 170 °C betrieben wird. Dies verringert den Bedarf an Wiederaufheizung und erhöht somit die Energieeffizienz der Anlage.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Im Sinne der Ressourcenschonung und der Energieeffizienz ist die Integration von thermischen Reststoffverbrennungsanlagen in bestehenden Industriestandorte gegenüber Anlagen ohne entsprechende Wärmenutzung zu bevorzugen. Die ganzjährige Nutzung des erzeugten Dampfes in Kraft-Wärme-Kopplungsanalgen und die weitergehende Nutzung der Niedertemperaturwärme aus der Kondensation des Rauchgases sind der Schlüssel zu höchster Energieeffizienz. Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen reduziert den Bedarf an Erdgas in den Energieanlagen der Papierfabrik und führt zu Einsparungen an direkten fossilem CO_2 Emissionen von rund 150.000 t/Jahr. Zusätzlich werden Transporte der Ersatzbrennstoffe in weiter entfernte Anlagen vermieden was zu weiteren CO_2 Einsparungen führt.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2017) Bundesabfallwirtschaftsplan 2017, Wien

Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von CFK

J. Stockschläder & P. Quicker
RWTH Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Einsatz von carbonfaserverstärkten Kunststoffen hat in den letzten Jahren stetig zugenommen, neue Einsatzgebiete wurden und werden erschlossen. Durch den steigenden Einsatz nimmt auch der Anfall nicht rezyklierbarer carbonfaserhaltiger Abfälle zu. Für diese Abfälle gibt es aktuell keinen Behandlungsweg. Im Rahmen eines Projekts für das deutsche Umweltbundesamt wurden vier großtechnische Versuchskampagnen zur Untersuchung der potenziellen Verwertung von carbonfaserhaltigen Abfällen in Hochtemperaturprozessen durchgeführt.

Hinweis: Dieser Artikel ist zum Teil inhaltsgleich mit der Erstveröffentlichung: P. Quicker et al. (2020): Möglichkeiten und Grenzen der Entsorgung carbonfaserverstärkter Kunststoffabfälle in thermischen Prozessen, Umweltbundesamt FKZ 3716 34 318 0, Abschlussbericht

1 EINLEITUNG

Carbonfaserverstärkter Kunststoff (CFK) ist ein Verbund aus Carbonfasern (CF) und Kunststoff. Durch die Verbindung der beiden Materialien können sehr gute mechanische Eigenschaften erreicht werden. CFK ist aktuell eine Nischenanwendung, aber die Nachfrage steigt seit Jahren kontinuierlich. Damit einhergehend nimmt die Menge der anfallenden carbonfaserhaltigen Abfälle zu.
Vor diesem Hintergrund wurden für das Umweltbundesamt großtechnische Untersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von carbonfaserhaltigen Abfällen in Hochtemperaturprozessen, mit dem Fokus auf der Untersuchung der prozessspezifischen Rückstände hinsichtlich des Fasergehalts, durchgeführt.

2 PROJEKTBESCHREIBUNG

Die großtechnischen Untersuchungen zur Verwertung carbonfaserhaltiger Abfälle erfolgten in Versuchskampagnen mit umfangreicher messtechnischer Begleitung. Es wurden folgende Anlagetypen betrachtet:

- Siedlungsabfallverbrennungsanlage,
- Sonderabfallverbrennungsanlage,
- Zementofenanlage und
- Schachtofen zur Herstellung von Calciumcarbid.

Der Fokus der Untersuchungen lag auf dem Fasernachweis und der Bestimmung der Größenverteilung potenzieller Fasern in den prozessspezifischen Rückständen. Dazu war es notwendig, geeignete Methoden für die Probenahme zu entwickeln bzw. zu adaptieren.
Das Konzept beinhaltete zunächst eine Klassierung in Kornfraktionen. Die Bestimmung der Faseranzahl- bzw. -massenkonzentration erfolgte dann visuell und gravimetrisch. Die Kornfraktion < 1 mm wurde mittels Lichtmikroskopie analysiert.

Zusätzlich wurden an mehreren Stellen der großtechnischen Anlagen isokinetische Messungen zur gravimetrischen Bestimmung der Staubkonzentration im Abgasstrom durchgeführt. Die gewonnenen Staubproben wurden vom Filter gelöst und ebenfalls mittels Lichtmikroskopie auf ihre Faserbeladung untersucht.
Die Versuchskampagnen umfassten mindestens drei Versuchszeiträume: Referenz vorher (Nullmessung), Einsatz von carbonfaserhaltigen Abfällen und Kontrolle nach dem Versuch. Während der Referenzmessung wurden der Status der jeweiligen Anlage aufgenommen und die verschiedenen Messmethoden an die Industrieanlage angepasst. Im eigentlichen Versuchszeitraum wurde ein zuvor charakterisierter Massenstrom an carbonfaserhaltigen Abfällen zugegeben. Um potenziell auftretende Memoryeffekte auszuschließen, wurden die Reststoffe zur Kontrolle nach den Versuchen nochmals beprobt. Die gravimetrischen Messungen im Abgaspfad erfolgten lediglich während Referenz und CF-Zugabe.
Die Versuchskampagnen sollten unter anderem folgende Fragestellungen klären:

- Kann der Eintrag von Carbonfasern zu Einschränkungen oder Störungen des Anlagenbetriebs führen?
- Reichen die vorherrschenden Prozessbedingungen für einen vollständigen Umsatz der Carbonfasern aus?
- Werden Fasern über die festen Rückstände bzw. über die Produkte oder über den Abgaspfad ausgetragen?
- Liegen im Austragspfad Carbonfasern mit WHO (World Health Organisation)-Geometrie (Länge L > 5 µm, Durchmesser D < 3 µm und Länge-Durchmesser-Verhältnis von L:D > 3:1; alveolengängig) vor?

3 ERGEBNISSE

Alle vier großtechnischen Versuchskampagnen konnten wie planmäßig und ohne relevante Störungen durchgeführt werden. Im Folgenden werden die Ergebnisse der jeweiligen Kampagne kurz beschrieben.

3.1 Siedlungsabfallverbrennungsanlage

Erfahrungen aus der Praxis zeigten, dass der Eintrag von carbonfaserhaltigen Abfällen in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen zu einem unzureichenden Umsatz und bei elektrischen Abscheidern zu technischen Problemen führt (Freimund 2018). Ziel war es daher, ein Worst-Case-Szenario für den potenziellen Fasereintrag mit Restabfall- oder Gewerbeabfallfraktionen nachzustellen. Es wurden dazu 70 kg CF pro Stunde dem Rest Abfall zu gemischt. Dies entspricht etwa 1 Ma.-% des Abfallinputs.
Die Zugabe erfolgte ohne Störungen oder Einschränkungen des Regelbetriebs. Der Umsatz der Carbonfasern war niedrig. Die Auswertung der prozessspezifischen Reststoffe ergab eine Wiederfindungsrate von 62,8 Ma.-%. Der Großteil der wiedergefundenen CF wurde über die Rostasche ausgetragen. Im Abgaspfad wurden ebenfalls Fasern und Faserbündeln nachgewiesen, die zum Teil WHO-Charakter aufwiesen. In der Abgasreinigung mit Gewebefilter wurden diese jedoch vollständig abgeschieden. Es kam daher zu keinem Zeitpunkt zu einem Faseraustrag über den Kamin.

3.2 Sonderabfallverbrennungsanlage

In der Sonderabfallverbrennungsanlage wurden die carbonfaserhaltigen Abfälle in einem Drehrohr behandelt. Die Behandlungstemperatur liegt dabei etwas höher als bei einer Rostfeuerung. Es wurden etwa 95 kg CF pro Stunde ins Drehrohr aufgegeben.

Die Anlagentechnik wurde durch den Einsatz von CF nicht beeinträchtigt. In der Abgasreinigung erfolgt die Entstaubung mittels eines elektrischen Abscheiders, in dem während des Versuchszeitraums unter Zugabe von CF keine Störungen auftraten.
Der Versuch zeigte, dass auch die Prozessbedingungen in der Sonderabfallverbrennungsanlage nicht für die Behandlung carbonfaserhaltiger Abfallströme ausreichen. Die Wiederfindungsrate lag bei 38,3 Ma.-%. Fast der gesamte Austrag erfolgte über die Schlacke. Es wurden auch hier in allen prozesspezifischen Reststoffen Carbonfasern mit WHO-Geometrie gefunden.
Über den Abgaspfad wurde nur ein geringer Teil aus dem Kessel ausgetragen. Die folgende Abgasreinigung hielt die Carbonfasern vollständig zurück. Nach Sprühtrockner, elektrostatischem Abscheider und Wäscher (und noch vor dem abschließenden Gewebefilter) konnten keine Carbonfasern mehr nachgewiesen werden.

3.3 Zementofenanlage

An der Zementofenanlage wurden zunächst orientierende Versuche zu Art und Ort der CF-Aufgabe durchgeführt. Die Aufgabe von nicht vorzerkleinertem CFK-Material über den Ofeneinlauf zeigte, dass dieses nur teilweise umgesetzt wurde. Aufbereitete Abfälle konnten aufgrund fehlender Einhausungen von benachbarten elektronischen Einrichtungen nicht eingesetzt werden. Die Zugabe von CF-Material < 30 mm erfolgte daher gemeinsam mit dem Ersatzbrennstoff über den Ofenbrenner.
Der Regelbetrieb wurde auch in diesem Versuch nicht beeinträchtigt. Die Faseranalytik zeigte nur sehr vereinzelt Carbonfasern. Eine signifikante Unterscheidung zum Referenz- oder Kontrollzeitraum konnte nicht nachgewiesen werden.
Inwieweit die Zementofenanlage für die Behandlung von CF geeignet ist, konnte im Rahmen dieser Messung aufgrund der Kürze des Versuchszeitraums und der geringen zugesetzten CFK-Mengen nicht abschließend beantwortet werden. Dazu müssen Langzeitversuche unter CF-Mitverbrennung mit höherem Anteil am Input, zumindest über mehrere Tage durchgeführt werden.

3.4 Schachtofen zur Herstellung von Calciumcarbid

In Ergänzung zur energetischen Verwertung wurde die rohstoffliche Verwertung von carbonfaserhaltigen Abfällen in einem Elektroniederschachtofen für die Calciumcarbidherstellung untersucht. Die Abfälle wurden verfahrensbedingt zunächst pelletiert. Die Zugabe der CFK-Pellets erfolgte in zwei unterschiedlichen Konzentrationen: 1 Mg CF/d und 2,3 Mg CF/d.
Auch bei diesen Versuchen wurde während der gesamten Kampagne die Produktionsanlage nicht beeinträchtigt. Die Wiederfindungsrate lag bei nur 2 bis 3 Ma.-%. Dies lässt auf einen guten Umsatz der carbonfaserhaltigen Stoffe schließen. Der Hauptaustrag der nicht umgesetzten Fasern erfolgte vorwiegend über den sogenannten unverbrannten Ofenstaub (UVO-Staub), der mit dem Carbidgas ausgetragen wird. Der abgeschiedene UVO-Staub wird zusammengeführt, unter Zugabe von Wasser granuliert und vermarktet. Die Fasermassenkonzentration im Staub lag je nach Betriebszustand bei 0,2 – 0,6 Ma.-%. Offen ist, inwieweit die Verwertungswege des UVO-Staubes hierdurch gegebenenfalls beeinträchtigt werden.
Die wiedergefundenen Fasern wiesen in der Regel keinen thermischen Angriff auf. Es lagen wenige CF mit WHO-Geometrie vor. Ein Austrag von Carbonfasern über den Kamin der Abluft fand nicht statt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen des Projekts wurden für das deutsche Umweltbundesamt unterschiedliche Ansätze zur Verwertung von carbonfaserhaltigen Abfällen untersucht.

Die großtechnischen Versuchskampagnen zeigten, dass die beiden klassischen thermischen Abfallbehandlungskonzepte mit Rost- bzw. Drehrohrfeuerung für die energetische Verwertung von Carbonfasern nicht geeignet sind. In beiden Anlagen wird der Großteil der Fasern über Rostasche bzw. Schlacke ausgetragen. Durch den partiellen oxidativen Angriff entstehen Carbonfasern mit WHO-Geometrie in geringen Konzentrationen.
Die Kampagnen in der Zementofenanlage zeigten die Notwendigkeit einer Vorbehandlung der carbonfaserhaltiger Abfälle, um entsprechende Eintragsmöglichkeiten und Umsätze zu erreichen. Inwieweit die Zementofenanlage für die energetische Verwertung geeignet ist, konnte aufgrund der kurzen Versuchszeit und geringen Zugabemengen nicht abschließend bestimmt werden.
Die rohstoffliche Verwertung von speziell aufbereiteten CFK-Pellets bei der Calciumcarbidherstellung ist ein interessanter Ansatz. Allerdings konnten Carbonfasern in relevanter Massenkonzentration im Nebenprodukt UVO-Staub nachgewiesen werden. Es bleibt zu klären, inwieweit dies die Verwertung beeinflusst.
Abb. 1 fasst die beschriebenen Ergebnisse nochmals zusammen.

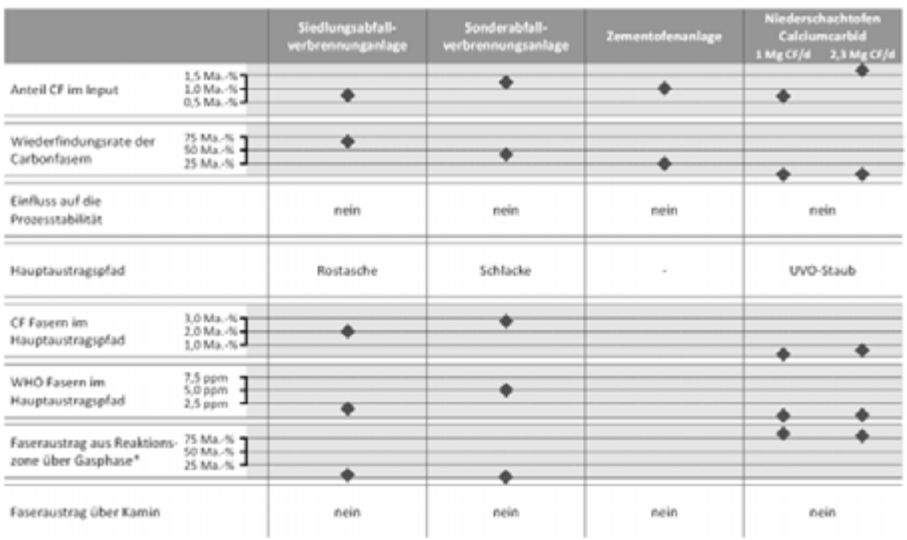


Abb. 1: Ergebnisse der großtechnischen Versuchskampagnen (* bezogen auf die wiedergefundenen Fasern).

5 DANKSAGUNG

Die Projektleitung und das Umweltbundesamt bedanken sich bei der Vielzahl an direkt und indirekt am Projekt beteiligten Institutionen und Firmen, insbesondere bei jenen, die unentgeltlich Arbeitszeit und zum Teil in erheblichem Umfang finanzielle Mittel eingesetzt haben, um die Umsetzung des Projekts in dieser Form zu ermöglichen.

LITERATUR

Freimund, A. (2018) Störstoffe in der thermischen Behandlung mit Rostfeuerungsanlagen. In: ATAB, VBSA und ÖWAV (Hg.): 23. Internationaler Erfahrungsaustausch für Betreiber thermischer Abfallbehandlungsanlagen. 3-Länder-Treffen, Graz, Oktober 2018.

Wirtschaftliche Motive für Ein- und Mehrwegverpackungen

M. Wellacher & S. Kastelic
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Warum sollte eine Volkswirtschaft für Getränkeverpackungen Mehrweggebinde bevorzugen? Das Hauptargument, welches für die Bevorzugung von Mehrweggebinden spricht, liegt in der Abfallvermeidung. Die volkswirtschaftlichen Vorteile von weniger Abfall begründen sich in den geringeren Ressourcenverbräuchen, woraus verminderte externalisierte Kosten für Umweltverschmutzung und eine geringere Klimaerwärmung resultieren. Ziel des Projektes BottleProfit, Vergleich der Gewinne der wichtigsten Marktteilnehmer bei Ein- und Mehrweggetränkeverpackungen, war es, aufzuzeigen, welchen wirtschaftlichen Vor- oder Nachteil Schlüsselbranchen im Zuge einer Einweg-PET-Verpackung und einer Mehrweg-Glasverpackung haben. Es wird angenommen, dass einige Marktteilnehmer einen höheren Einfluss auf die Entscheidung haben, ob ein Getränk in einer Einweg- oder einer Mehrwegverpackung angeboten wird als andere. Erstere wurden als Schlüsselbranchen bezeichnet. Es sind dies Verpackungshersteller, Abfüller, Handel und Abfallwirtschaft. Das Projekt beruht auf einer Recherche und einem Berechnungsmodell über Wertschöpfung einer Einweg- und einer Mehrweg-Getränkeverpackung für die ausgewählten Markteilnehmer. Die Gewinne der betrachteten Schlüsselbranchen in Bezug auf Einweg- und Mehrwegsysteme unterscheiden sich massiv. Der auf die Getränkeverpackung bezogene Gewinn reduziert sich im Mehrwegsystem auf 24 %. Die Differenz geht in höhere Herstellkosten. Für die Schlüsselbranchen ist es wirtschaftlich sehr vorteilhaft, Einwegsysteme gegenüber Mehrweg zu bevorzugen. Will man den Mehrweganteil erhöhen, ist ein Markteingriff durch den Regelsetzer nötig. Die Festlegung einer verpflichtenden Mehrwegquote wäre eine naheliegende Möglichkeit.

1 EINLEITUNG

Warum sollte eine Volkswirtschaft für Getränkeverpackungen Mehrweggebinde bevorzugen? Zuerst und wegen der hohen Problematik der Meeresverschmutzung durch Kunststoffabfall würde man die Reduzierung von Littering als Grund für die Bevorzugung von Mehrweggebinden nennen. Die Unterschiede beim Littering von Mehrweg- zu Einweggebinden sind weniger an die Tatsache der Wiederverwendung von Mehrweg gebunden als an die finanzielle Abgeltung des Pfandes bei der Rückgabe von Mehrweggebinden im Handel. Das Hauptargument, welches für die Bevorzugung von Mehrweggebinden spricht, liegt in der Abfallvermeidung. Die volkswirtschaftlichen Vorteile von weniger Abfall begründen sich in den geringeren Ressourcenverbräuchen, woraus verminderte externalisierte Kosten für Umweltverschmutzung und eine geringere Klimaerwärmung resultieren. Daher hat die Europäische Union für das Management von Abfällen Abfallvermeidung und Re-Use hierarchisch über Recycling, Verbrennung und Deponierung gestellt. Trotzdem wird die Sinnhaftigkeit von Mehrweg von verschiedenen Seiten, auch aus der Abfallwirtschaft, immer wieder in Frage gestellt. Zahlreiche Lebenszyklusanalysen wurden solange bemüht, bis Vorteile von Einwegverpackungen gegenüber Mehrwegverpackungen errechnet wurden, zuletzt Fehringer (2019).

Getränkeverpackungen stehen dabei wegen ihrer Alltäglichkeit im Mittelpunkt der Diskussion (Hauer et al. 2020, Runder Tisch 2020). Die im Vergleich zu anderen Kunststoffprodukten geringe Werkstoffvielfalt erlaubt meist eine verhältnismäßig einfache Kreislaufführung über die Abfallwirtschaft durch Sortierung und Recycling. Das aufwendige Sammeln, Sortieren und Recycling von PET führt selbst in abfallwirtschaftlich hochentwickelten Ländern wie Österreich zu einer Kreislaufquote von gerade einmal 14 % in dasselbe Produkt Einwegflasche (eigene Berechnungen). Damit kommt dem Material PET gerade einmal eine 1,3-fache Verwendung zu. Schon eine zweite Nutzung im Sinne von Mehrweg wäre bereits ressourcenschonender.

Die Mehrwegfrage wird oft mit der Diskussion um Einwegpfand verbunden (BMNT 2019). Mittlerweile ist nachgewiesen, dass die Mehrwegquote durch einen Einwegpfand nicht bzw. nicht negativ beeinflusst wird (Spasova 2019). Besonders Befürworter von Einwegverpackungen zeigen sich bemüht, die Unterscheidung zu verschleiern (Hauer 2020, Kronen Zeitung 2020).

Ziel des Projektes BottleProfit, Vergleich der Gewinne der wichtigsten Marktteilnehmer bei Ein- und Mehrweggetränkeverpackungen, war es, aufzuzeigen, welchen wirtschaftlichen Vor- oder Nachteil Schlüsselbranchen im Zuge einer Einweg-PET-Verpackung und einer Mehrweg-Glasverpackung haben. Es wird angenommen, dass einige Marktteilnehmer einen höheren Einfluss auf die Entscheidung haben, ob ein Getränk in einer Einweg- oder einer Mehrwegverpackung angeboten wird als andere. Erstere wurden als Schlüsselbranchen bezeichnet. Es sind dies Verpackungshersteller, Abfüller, Handel und Abfallwirtschaft (Abb. 1).

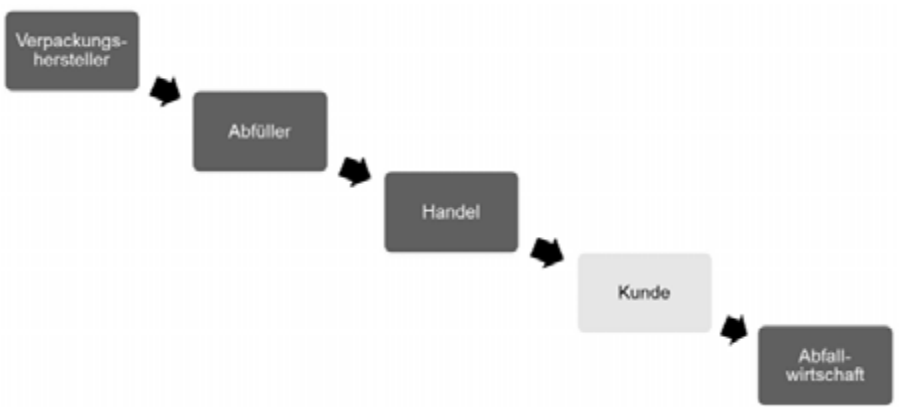


Abb. 1: Für die Berechnung betrachtete Branchen.

Stellt man ein Einwegsystem auf ein Mehrwegsystem um, ergeben sich Veränderungen für die Schlüsselbranchen, z.B. müssen die Mehrwegflaschen vom Handel zurückgenommen werden usw. (Abb. 2).

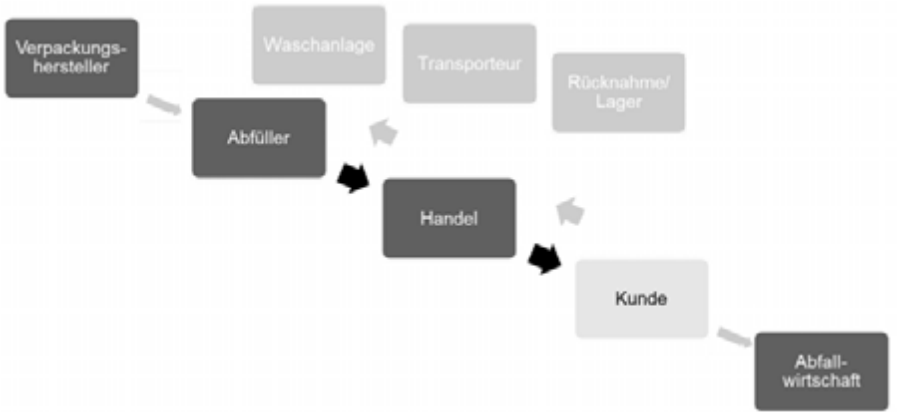


Abb. 2: Veränderungen (hell) im Materialfluss und beim Aufwand für die Schlüsselbranchen beim Mehrwegsystem gegenüber dem Einwegsystem.

2 METHODE

Das Projekt beruht auf einer Recherche und einem Berechnungsmodell über Wertschöpfung einer Einweg- und einer Mehrweg-Getränkeverpackung für die ausgewählten Markteilnehmer der an der Wertschöpfung beteiligten Branchen.

Der Konsument finanziert beide Systeme, Ein- und Mehrweg, mit dem Kauf des Getränkes Wasser, indem er 0,80 € inkl. Umsatzsteuer an den Handel bezahlt. Davon wurde die Umsatzsteuer abgezogen. Die Kosten für das Getränk wurden mit 78 % angenommen, jene für die Verpackung mit 22 %. Es wurde angenommen, dass der Konsument für die Einweg- und die Mehrwegflasche gleich viel bezahlt. Weitere weniger ins Gewicht fallende Einnahmen in die beiden betrachteten Systeme stammen aus dem Verkauf von gesammelten Verpackungen für die Rezyklatherstellung, die in der Abfallwirtschaft aus den Flaschenabfällen generiert werden.

Betrachtet wird ein Umfang von 182.500 Flaschen. Diese Anzahl wurde unter der Annahme getroffen, dass 500 Personen ein Jahr lang täglich eine 1-Liter-Flasche kaufen und der getrennten Sammlung zuführen. Wir betrachten also ein kleines Dorf. Die Berechnung wird nur für die Verpackungskosten durchgeführt, die Kosten für den abgefüllten Flascheninhalt Wasser werden herausgerechnet. Hierbei wird keine Einweg-Pfandpflicht mitbetrachtet, d.h. die aktuelle Situation in Österreich wird abgebildet.

Die Einweg-Verpackung PET-Flasche ergibt mit einem Einzelgewicht von 33 g (Flaschenland 2019) für den betrachteten Umfang 6,0 t.

Die Mehrweg-Verpackung Glasflasche wurde mit 40 Umläufen gerechnet (Albrecht et al. 2011, Genossenschaft Deutscher Brunnen eG 2019, Pladerer & Vogel 2009). Das ergibt 4.608 Neuflaschen pro Jahr, die ersetzt werden müssen, wenn miteinbezogen wird, dass etwa 1 % der Glasflaschen vom Konsumenten fälschlicherweise im Altglas entsorgt wird. Bei einem Einzelgewicht von 600 g wiegt diese Menge 2,8 t (Albrecht et al. 2011). Diese Menge an Altflaschen muss vom Abfüller entsorgt werden und landet in der Abfallwirtschaft. Der Kosten für die fälschlicherweise vom Konsumenten über den Glas-Hausmüll entsorgte Anteil von Mehrweg-Glasflaschen

trägt der Abfüller über die Lizenzgebühren, welche der Abfallwirtschaft zugutekommen.

Der Deckungsbeitrag am anteiligen Flaschenverkauf wurde beim Verpackungshersteller mit 15 % und beim Händler mit 40 % angenommen. Dadurch errechnet sich beim Abfüller im Berechnungsmodell ein Deckungsbeitrag von 19 %.

Der Verpackungshersteller kauft im Einwegsystem PET-Pellets bzw. PET-Rohlinge als Rohmaterial ein und verkauft fertige Flaschen an den Getränkeabfüller. Für einen PET-Rohling bezahlt er 0,05 € (Varioform PET 2019; GR PET Preforms 2019).

Im Mehrwegsystem verkauft der Verpackungshersteller die Glasflasche für 0,20 €. Der Abfüller kauft im Einwegsystem die 182.500 leeren PET-Flaschen um 9.125 €. Außerdem hat er anteilige Transportkosten vom eigenen Betrieb zum Händler von 0,075 €/(km*t) (Rübenbauer 2018). Multipliziert mit einer angenommenen Entfernung von 360 km ergeben sich für die Gesamtmasse der Flaschen von 6,0 t jährlich 162 € Transportkosten.

Die Lizenzgebühr für die Inverkehr-gebrachte Verkaufsverpackung beträgt 0,63 €/kg Kunststoff Haushalt (ARA 2019). Multipliziert mit 6,0 t PET ergeben sich 3.794 € an Lizenzgebühren, die vom Abfüller an die Abfallwirtschaft gezahlt werden. Im Einwegsystem hat der Abfüller keine weiteren Kosten zur Wiederverwendung oder zur Entsorgung des Abfalls zu tragen.

Im Mehrwegsystem kauft der Abfüller 4.608 leere Glasflaschen um 922 €. Außerdem hat er Kosten für den anteiligen Transport der ausgelieferten Flaschen vom eigenen Betrieb zum Händler in der Höhe von mit 0,075 €/(km*t) zu tragen (Rübenbauer 2018). Multipliziert mit der angenommenen Entfernung von 500 km und der Gesamtmasse der Flaschen von 110 t jährlich ergeben sich Transportkosten von 4.087 €.

Bei der Vorbereitung zur Wiederbefüllung fallen für die Schritte der Rücklogistik der gebrauchten Flaschen, Sortierung und Reinigung, Kosten von 7.588 € an (Albrecht et al. 2011).

Die bei jedem Zyklus aussortierten defekten Glasflaschen entsprechen einer Menge von 2,7 t, die über den Gewerbeabfall Glas des Abfüllers entsorgt werden, welcher durch die Lizenzgebühr finanziert wird.

Für das Inverkehr-Bringen der neuen Glasflaschen zahlt der Abfüller eine Verpackungslizenz für Glas Haushalt von 0,087 €/kg (ARA 2019). Multipliziert mit 4.608 Flaschen mit je 600 g entstehen Kosten von 333 €.

Der Handel (Vertreiber) kauft im Einwegsystem die 182.500 abgefüllten PET Flaschen anteilig und verkauft die Flaschen an den Konsumenten.

Im Mehrwegsystem kauft der Handel ebenfalls 182.500 abgefüllte Glasflaschen anteilig um und verkauft sie an den Konsumenten. Dazu fallen Kosten für den Betrieb des Rücknahmeautomaten, die Sortierung, die Logistik sowie die Lagerung der Flaschen in der Höhe von 9.937 € an (Albrecht et al. 2011).

Der Konsument zahlt 0,80 € pro Wasserflasche. Für die beiden Alternativen Einweg- und Mehrwegsystem wurde der gleiche Preis angesetzt. Er entsorgt im Einwegsys-

tem die PET-Flaschen in den Gelben Sack und damit über ein Sammel- und Verwertungssystem, welches als Teil der Abfallwirtschaft über die Verpackungslizenz des Abfüllers finanziert wird.

Auch 1 % der Mehrweg-Glasflaschen entsorgt der Konsument fälschlicherweise. Diese landen im Altglas-Container, dessen Sammlung ist aber wiederum über die Verpackungslizenz vom Getränkeabfüller finanziert. Die restlichen 99 % der Mehrweg-Glasflaschen werden an den Handel zurückgegeben.

Die Abfallwirtschaft sammelt, transportiert, sortiert und verwertet im Einwegsystem die 182.500 PET-Flaschen. Dafür erhält sie vom Getränkeabfüller die Verpackungslizenzgebühren. Die Kosten für die Sammlung und den Transport betragen 160 €/t (BMLFUW 2015), für die Sortierung und Aufbereitung 245 €/t (BMLFUW 2015). Außerdem erhält die Abfallwirtschaft Erlöse durch den Verkauf von Sekundärmaterialien von 190 €/t (BMLFUW 2015).

Im Mehrwegsystem erhält die Abfallwirtschaft pro Jahr 6.388 Glasflaschen, das sind einerseits die vom Abfüller nach 40 Umläufen aussortierten und zusätzlich die vom Konsumenten falsch entsorgten. Die Kosten für Sammlung und Transport betragen 199 €/t (BMLFUW 2105), für die Sortierung und Aufbereitung 96 €/t (BMLFUW 2015), die Erlöse für den Verkauf von Sekundärmaterialien 96 €/t (BMLFUW 2015). Alle Marktpreise stammen aus dem Jahr 2019.

3 ERGEBNISSE

Die Konsumenten bezahlen für die funktionelle Einheit Flasche 26.767 €, welche für die Marktteilnehmer von der Herstellung bis zur Entsorgung als wesentliche Gesamteinnahmen vorliegen. Zu einem kleineren Teil finanzieren Einnahmen aus dem Verkauf von Sekundärmaterialien die Systeme, d.h. durch den Absatz von PET-Recyclingpellets und Altglas aus der Abfallwirtschaft, das sind 1.144 € im Einweg- und 96 € im Mehrwegsystem.

Bei Abfüllung in einer PET-Einwegflasche beträgt der Gesamtgewinn der vier Schlüsselbrachen Verpackungshersteller, Getränkeabfüller, Handel und Abfallwirtschaft im beschriebenen Modell 17.554 €, wobei der Großteil beim Handel liegt.

Verglichen damit verringert sich bei Abfüllung in eine Mehrweg-Glasflasche der Gesamtgewinn der vier Schlüsselbranchen um 76 % auf 4.171 € (Abb. 3).

Während beim Abfüller der Gewinn etwa gleich bleibt, verlieren die anderen drei Branchen. Beim Abfüller kommt es zu zusätzlichen Reinigungskosten, jedoch entfallen pro zusätzlichem Durchlauf Kosten für die Verpackungslizenz und für den Flaschenzukauf. Die anderen drei Branchen erwirtschaften bei der Mehrweg-Glasflasche nur etwa ein Zehntel des Gewinns im Vergleich zur PET Einwegflasche. Die Differenz ergibt sich aus den erhöhten Herstellkosten, welche teilweise anderen Marktteilnehmern zugutekommen, z.B. Lieferanten von Flaschenwaschanlagen oder Transporteuren. Kosten fallen auch als zusätzliche Herstellkosten für die vier Schlüsselbranchen an, und enthalten auch Personalkosten, Betriebsmittel etc.

Es sind dies Kosten im Handel durch das Rücknahmesystem und beim Abfüller für den Transport, die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Entsorgung, da die Mehrweg-Glasflaschen nach 40 Durchgängen ausgemustert werden müssen.

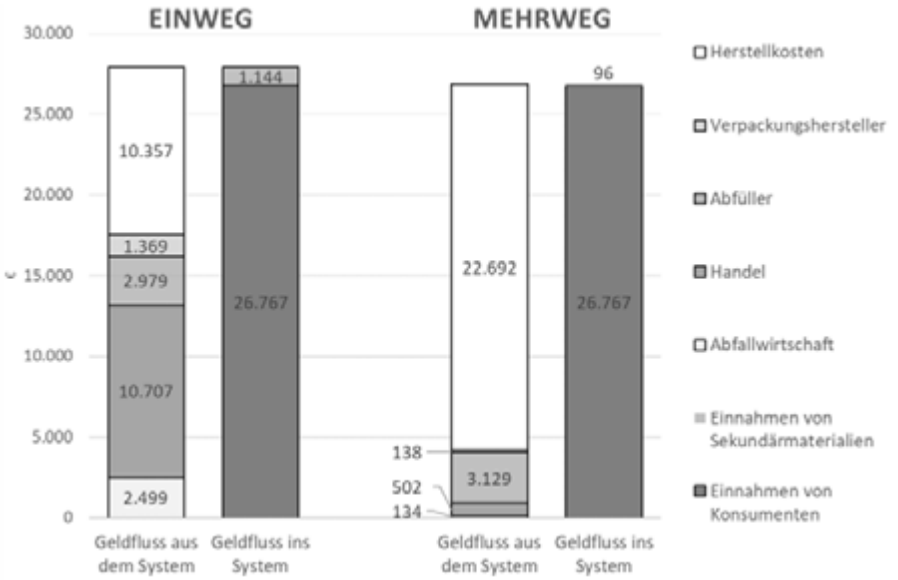


Abb. 3: Geldfluss aus dem System und ins System für Einweg-PET-Flaschen gegenüber Mehrweg-Glasflaschen. Die jeweils linken Balken zeigen den Gewinn der vier Schlüsselbranchen (Grautöne) und ihrer Herstellkosten (weiß). Die jeweils rechten Balken zeigen die Finanzierung des Systems durch die Konsumenten (dunkel) und durch Erlöse beim Verkauf von Sekundärmaterialien (hell).

Beim Verpackungshersteller ergeben sich für das Einwegsystem Gesamtkosten von 9.125 €. Der Deckungsbeitrag von 15 % bei der Verarbeitung der PET-Rohlinge zu Flaschen ergibt einen Gewinn von 1.369 € für die funktionelle Einheit Einweg-PET-Verpackung.

Für das Mehrwegsystem kann er den 40sten Teil der funktionellen Einheit, 4.608 Flaschen, zu Erlösen von 922 € verkaufen. Mit dem Deckungsbeitrag wird so ein Gewinn von 138 € erwirtschaftet.

Für den Abfüller ergibt sich im Einwegsystem ein Gesamtgewinn von 2.979 €, beim Mehrwegsystem von 3.129 €.

Der Handel kauft im Einwegsystem die Flaschen um 10.060 € und verkauft sie bei seinem Deckungsbeitrag von 40 % um 26.767 € an den Konsumenten. Damit erwirtschaftet er einen Gewinn von 10.707 €.

Im Mehrwegsystem kauft der Handel die Glasflaschen um 16.060 € und hat zusätzliche Kosten von 9.937 € für den Betrieb des Rücknahmeautomaten, die Sortierung, die Logistik sowie die Lagerung der Flaschen. Er verkauft die Flaschen um 26.767 €, wodurch sich für ihn ein Gewinn von 770 € ergibt.

Die Abfallwirtschaft erhält im Einwegsystem vom Abfüller 3.794 € an Verpackungslizenzgebühren. Sie bezahlt für die Sammlung und den Transport 964 €, für die Sortierung und Aufbereitung 1.476 €, jeweils pro funktioneller Einheit. Die Erlöse durch den Verkauf von gebrauchten PET-Flaschen betragen 1.144 €. Dadurch ergibt sich für die Abfallwirtschaft ein Gewinn von 2.499 €.

Im Mehrwegsystem erhält die Abfallwirtschaft vom Abfüller 333 € an Lizenzgebühren für die aussortierten und vom Konsumenten fälschlicherweise entsorgten Glasflaschen. Die Abfallwirtschaft bezahlt Sammlung, Transport, Sortierung und Aufbereitung für insgesamt 295 € und erhält Erlöse aus dem Verkauf von Altglas von 96 €. Dadurch ergibt sich insgesamt ein Gewinn von 134 €.

Hinsichtlich der Herstellkosten der Schlüsselbranchen ergeben sich im Einwegsystem 10.357 € und 22.692 € im Mehrwegsystem. Das sind Transportkosten beim Abfüller im Mehrwegsystem mit 4.087 €, die im Vergleich zum Einwegsystem, mit 162 €, deutlich höher liegen. Dies ist bedingt durch den längeren Transportweg, sowie durch das höhere Gewicht pro funktioneller Einheit. Nur im Mehrwegsystem fallen hier Kosten für die Vorbereitung zur Wiederverwendung (7.588 €) an (Abb. 4).

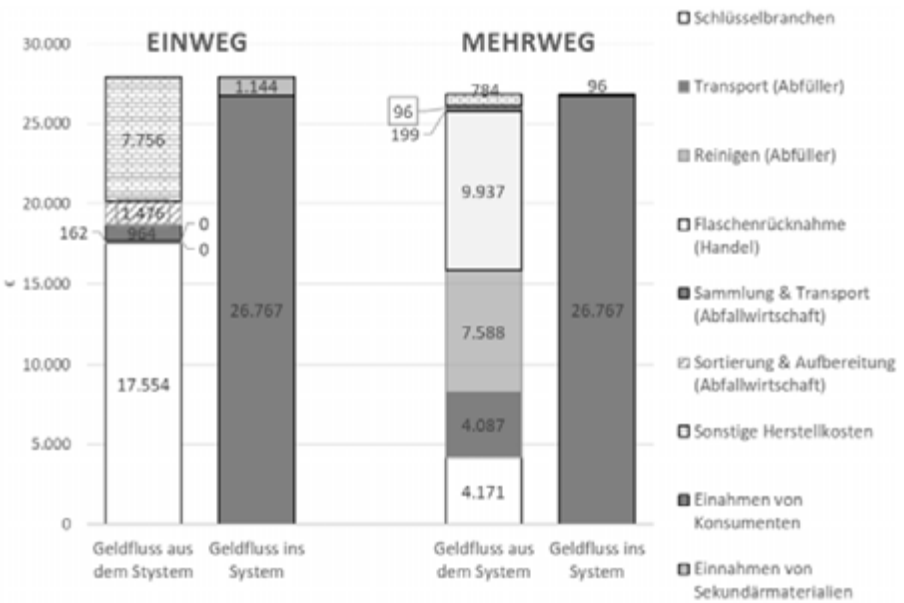


Abb. 4: Geldfluss aus dem System und ins System für Einweg-PET-Flaschen gegenüber Mehrweg-Glasflaschen. Die jeweils linken Balken zeigen den Gewinn der vier Schlüsselbranchen in Summe (weiß) und deren Herstellkosten aufgeschlüsselt (Grautöne). Die jeweils rechten Balken zeigen die Finanzierung des Systems durch die Konsumenten (dunkel) und durch Erlöse beim Verkauf von Sekundärmaterialien (hell).

4 DISKUSSION

Es ist erstaunlich, wie deutlich sich die Gewinne der betrachteten Schlüsselbranchen in Bezug auf Einweg- und Mehrwegsysteme unterscheiden. Der auf die Getränkeverpackung bezogene Gewinn reduziert sich im Mehrwegsystem auf 24 %. Der Rest geht in höhere Herstellkosten. Für die Schlüsselbranchen ist es wirtschaftlich sehr vorteilhaft, Einwegsysteme gegenüber Mehrweg zu bevorzugen. Daher ist es verständlich, wenn diese Schlüsselbranchen versuchen, PET-Einweg als genauso oder sogar mehr umweltverträglich als Glas-Mehrweg darzustellen, obwohl der Rohstoffverbrauch und das Abfallaufkommen bei jeder Einwegverpackung signifikant höher sind als bei Mehrweg. Die Ökobilanz der PET-Einwegverpackung ist somit deutlich schlechter als die der Glas-Mehrwegverpackung (Greenpeace 2015, Pladerer & Vogel 2020).

In Österreich wurde von Seiten der Getränkehersteller und -händler mit dem Umweltministerium vereinbart, den Mehrweganteil an Getränkeverpackungen durch freiwillige Maßnahmen zu erhöhen. So wurde 2004 die Nachhaltigkeitsagenda für Getränkeverpackungen von Verpackungsherstellern, Abfüllern, Handel sowie Sammel- und Verwertungssystemen ins Leben gerufen, 2008 um die wesentlichen Schwerpunkte Klimaschutz und Energiemanagement erweitert bzw. 2011 um die Zusatzvereinbarung, u.a. mit Fokus auf die Attraktivierung von Mehrweggebinden, ergänzt (Schwarzer 2019). Insgesamt sind über 1.000 Unternehmen der freiwilligen Initiative beigetreten, die über 500 Maßnahmen entlang der gesamten Wertschöpfungskette zwischen 2007 und 2017 durchsetzten. Jedoch fokussierten sich diese Maßnahmen rein auf die Einsparung von CO_2-Äquivalenten, nicht auf die Erhöhung eines Mehrweg-Anteils bei den Getränkeverpackungen.

Seitdem ist der Mehrweganteil jedoch gefallen. Die vorliegenden Ergebnisse können eine Erklärung dafür liefern. Die Konsumenten haben durch ihr Kaufverhalten vermutlich einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Art der Getränkeverpackung.

Internationale Getränke-Großbetriebe, Verpackungshersteller, Handelsbetriebe und für Verpackungsabfälle zuständige Abfallwirtschaftsunternehmen behindern die Durchsetzung von Mehrweg-Systemen. Sie wollen einerseits mehr Verpackungen verkaufen, andererseits verursachen Mehrweg-Verpackungen einen höheren Manipulations-Aufwand (Personalaufwand, Kosten). Die Getränkeabfüller beugen sich, obwohl sie Kosten sparen würden, den Wünschen des Handels (Greenpeace 2015).

Will man den Mehrweganteil erhöhen, ist ein Markteingriff durch den Regelsetzer nötig. Die Festlegung einer verpflichtenden Mehrwegquote wäre eine naheliegende Möglichkeit. Dabei könnte man sich auf die im Handel verkauften Mengen beschränken, da die Einweg-Mehrweg-Frage für die Abfüller nach den vorliegenden Ergebnissen neutral ist. Für die Schlüsselbranche Handel wäre es aber wichtig, dass für alle Marktteilnehmer gleiche Bedingungen herrschen.

Grenzen der Arbeit

Hier wurde nur eine geringe Menge an verkauften Flaschen betrachtet. Die Kundenfrequenz einer mittleren Lebensmittelfiliale liegt mindestens eine Zehnerpotenz über den im Modell verwendeten 500 Konsumenten pro Tag. Darüber hinaus verfügen Lebensmitteleinzelhändler über mehrere 100 Filialen, sodass sich die gezeigten Auswirkungen für ein ganzes Unternehmen vervielfachen.

Es wurde im Rahmen dieser Studie nicht betrachtet, welche der beiden Alternativen volkswirtschaftlich ökonomisch sinnvoller ist. Der Preis für den Konsumenten wurde für beide Systeme gleich hoch bemessen, um die Auswirkungen auf Schlüsselbranchen und anderen Marktteilnehmer besser vergleichen zu können.

Weiters wurde die Annahme getroffen, dass alle Marktteilnehmer mit der Getränkeverpackung Gewinne schreiben. Ob das auch zutreffend ist, ist unbekannt. Es könnte auch sein, dass der Handel mit Mehrwegsystemen sogar Verluste schreibt, und dass diese durch den Verkaufspreis des Flascheninhaltes, des Wassers, aufgewogen werden.

Es wurde in dieser Studie nicht die vollständige Prozesskette betrachtet, sondern beim Betrachtungswinkel des Verpackungsherstellers begonnen. Die Schritte davor, wie z.B. die Herstellung der Rohmaterialien wurden nicht in die Berechnung miteinbezogen. Sie fallen in die Kategorie „Herstellkosten“.

Grenzen des Berechnungsmodells

Eine der wichtigsten Größen in der Einweg-Mehrweg-Diskussion ist die Umlaufzahl der Mehrweggebinde. In dieser Studie wurden entsprechend der Literaturrecherche 40 Umläufe festgesetzt. Eine Sensitivitätsanalyse mit Verringerung der Umlaufzahl auf 30 zeigt, dass sich dadurch die Gewinne der Schlüsselbranchen markant verändern.

LITERATUR

Albrecht, P., Brodersen. J., Horst, D. W., Scherf, M. (2011) *Mehrweg- und Recyclingsysteme für ausgewählte Getränkeverpackungen aus Nachhaltigkeitssicht.* PricewaterhouseCoopers AG WPG, im Auftrag von Deutsche Umwelthilfe e. V. & DUH Umweltschutz-Service GmbH, Fritz-Reichle-Ring 4, 78315 Radolfzell, Deutschland.

Altstoff Recycling Austria AG (2019) *ARA Tarifblatt*. https://www.ara.at/fileadmin/user_upload/Downloads/Tarifuebersichten/ARA_Tarifblatt_2019.pdf, abgerufen am 05.03.2019.

Brunner, P., Allesch, A., Färber, B., Getzner, M., Grüblinger, G., Huber-Humer, M., Jandric, A., Kanitschar, G., Knapp, J., Kreindl, G., Mostbauer, P., Müller, W., Obersteiner, G., Pertl, A., Pomberger, R., Plank, L., Salhofer, S., Schwarz, T. (2015) *Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft.* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Stubenbastei 5, 1010 Wien.

Bundesgesetz (2002) *Abfallwirtschaftsgesetz*. https://www.bmnt.gv.at/umwelt/abfall-ressourcen/abfall-altlastenrecht/abfallwirtschaftsgesetz/awg_idgf.html, abgerufen am 14.04.2019.

Bundesgesetz (2014) *Verpackungsverordnung.* https://www.bmnt.gv.at/umwelt/abfall-ressourcen/abfall-altlastenrecht/awg-verordnungen/verpackvo.html, abgerufen am 14.04.2019.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015), Stubenring 1, 1010 Wien, Österreich.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2019) *Möglichkeiten zur Umsetzung der EU-Vorgaben betreffend Getränkegebinde, Pfandsystem und Mehrweg - Unterlage für die Einholung von Angeboten*. Stubenbastei 5, 1010 Wien.

Dehoust G., Petschow U., Wegener H., Acker H. (2009) *Steuern oder Sonderabgaben für Getränkeverpackungen und ihre Lenkungswirkung*. Öko-Institut e.V., Schicklerstraße 5-7, 10179 Berlin, Deutschland.

Fehringer, R. (2019) *Ökobilanz verschiedener Gebinde von ALPLA und alternativen Materialien.* ALPLA Werke Alwin Lehner GmbH & Co KG, Mockenstrasse 34, 6971 Hard, Österreich.

Flaschenland (2019) *1000 ml PET-Flasche.* https://www.flaschenland.de/PET-Verpackungen/PET-Flaschen/PET-Flaschen/1000ml-PET-Flasche.html, abgerufen am 26.02.2019.

Genossenschaft Deutscher Brunnen eG (2019) *Flaschen und Kästen.* https://www.gdb.de/mehrweg/flaschen-und-kaesten/, abgerufen am 03.03.2019.

GR PET Preforms (2019) *Range of products.* http://www.grpetpreforms.com/product.html, abgerufen am 26.02.2019.

Greenpeace (2015) *Factsheet Mehrweg*. Fernkorngasse 10, 1100 Wien, Österreich.

Hauer, W. (2020) *Möglichkeiten zur Umsetzung der EU-Vorgabe betreffend Getränkegebinde, Mehrweg.* Vortrag beim Stakeholder-Treffen bei Bundesministerin Gewessler am 02.07.2020, Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien.

Hauer, W., Mehrstallinger, M., Allesch, A., Beigl, P., Happenhofer, A., Huber-Humer, M., Obersteiner, G., Wellacher, M. (2020) *Möglichkeiten zur Umsetzung der EU-Vorgaben betreffend Getränkegebinde, Pfandsysteme und Mehrweg.* Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien.

Kronen Zeitung (2020) *1. Pfandsystem für Schulen.* Kronen Zeitung vom 08.07.2020, Seite 45.

Pladerer, C., Vogel, G. (2009) *Mehrweg hat Zukunft! Modelle und Modellbausteine zur Steigerung des Einsatzes von Mehrweggetränkeverpackungen in Österreich.* Österreichisches Ökologie-Institut, Seidengasse 13, 1070 Wien, Österreich, in Zusammenarbeit mit dem Insti-

tut für Technologie und Nachhaltiges Produktmanagement der Wirtschaftsuniversität Wien, Augasse 2-6, 1090 Wien, Österreich.
Pladerer, C., Vogel, G. (2020) *Mehrweg statt Müllberge.* Österreichisches Ökologie Institut, Wien.
Rübenbauer W. (2018) *Theoretische und praktische Untersuchungen zu Standortsuche und Transportkonzepten für die Versorgung einer Depolymerisationsanlage*. Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Industrielogistik, Erzherzog-Johann-Straße 3, 8700 Leoben, Österreich.
Runder Tisch (2020) *Stakeholder-Treffen bei Bundesministerin Gewessler am 02.07.2020.* Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien.
Schwarzer S. (2019) *Vernetzte Systeme – Nachhaltigkeitsagenda für Getränkeverpackungen*. WKO Abteilung für Umwelt- und Energiepolitik, Wiedner Hauptstraße 63, 1045 Wien, Österreich.
Spar (2019) *Vöslauer Mineralwasser ohne 1 L.* https://www.interspar.at/shop/lebensmittel/voeslauer-mineralwasser-prickelnd/p/7088810, abgerufen am 26.02.2019.
Spasova, B. (2019) *Deposit-Refund Systems in Europe for One-way Beverage Packaging.* ACR+, www.arcplus.org, Bruessel.
Varioform PET (2019) *Produkte.* http://www.varioform.at/produkte/, abgerufen am 26.02.2019.
Wellacher, M. (2019) *Persönliches Gespräch mit einem Lebensmittelhersteller.* Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben.

Mehrweginitiativen im to go Getränke- und Lebensmittelbereich – Beispiele für aktuelle Entwicklungen

A. Bockreis, J. Knapp & D. Kornthaler
Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Der Verbrauch von Einwegverpackungen, um Getränke- und Lebensmittel unterwegs zu genießen, ist in den letzten Jahren enorm gestiegen, und damit haben sich auch die negativen Folgen, wie der Ressourcenverbrauch und das Littering durch weggeworfene Verpackungen, stark erhöht. Gerade aktuell stehen in Österreich diese Verpackungen durch die zu erfüllenden Sammel- und Recyclingquoten der EU im Fokus. Sowohl im Getränke- wie auch im Lebensmittelbereich gibt es verschiedene Initiativen, um diese Einwegverpackungen zu reduzieren. So sind Mehrweglösungen im Coffee to go Bereich inzwischen vielfach eingesetzte und von den Konsument*innen akzeptierte Systeme, wohingegen im Food to go Bereich erste Ansätze erkennbar, allerdings noch nicht so weit verbreitet sind. Wesentlich für den Erfolg von Mehrweglösungen ist sowohl bei Getränken als auch Lebensmitteln die Bewusstseinsbildung der Konsument*innen, diese kann u.a. durch die aktive Bewerbung durch gezielt geschultes Verkaufspersonal gefördert werden.

1 EINLEITUNG

Der Verbrauch von Einwegverpackungen, um Getränke- und Lebensmittel unterwegs zu genießen, ist in den letzten Jahren enorm gestiegen, und damit haben sich auch die negativen Folgen, wie der Ressourcenverbrauch und das Littering durch weggeworfene Verpackungen, stark erhöht. So werden alleine in Deutschland für Essen im Außerhaus-Konsum und Sofortverzehr ca. 282.000 t Abfall produziert (Istel & Detloff 2018). Ebenso werden in Deutschland alle 10 min ca. 50.000 Einwegbecher für Heißgetränke weggeworfen, was einer Gesamtmenge von 2,8 Mrd. Bechern pro Jahr entspricht (Kauertz et al. 2019). Gerade auch durch die Corona-Krise hat sich das Aufkommen an Verpackungsabfällen im häuslichen Bereich um ca. 15 bis 20 % in Österreich gesteigert, sowohl durch Post- wie auch Essenslieferungen (europaticker 2020). Aber auch im öffentlichen Bereich verdoppelte sich in einigen Städten die Abfallmenge in den und rund um die Papierkörbe seit Beginn der Corona-Krise. So entwickelten sich in Frankfurt am Main gerade in der Nähe von Kiosken und Gastronomiebetrieben sogenannte „Müll-Spots“, was zusätzliche Sammeltouren der städtischen Müllabfuhr bedingte (Harting 2020).
Inzwischen gibt es europaweit einige Initiativen, um diese Einwegverpackungen einzudämmen. So stehen neben der Bewusstseinsbildung der Ersatz von Einweg- durch Mehrwegverpackungen im Fokus. Ob dies im Mehrwegsystem mit Pfand oder mit eigenem Behälter erfolgt, ist von verschiedenen Faktoren abhängig.

2 COFFEE TO GO

Im Oktober 2016 hat die Universität Innsbruck gemeinsam mit der Österreichischen Mensen Betriebsgesellschaft mbH und zwei campusnahen Bäckereiketten Baguette/MPreis und Ruetz sowie mit den zwei Coffeeshop-Betreibern Coffeekult und Brennpunkt ein Mehrwegbecher-Projekt gestartet, mit einer Förderung der Verpackungskoordinierungsstelle VKS GmbH und Unterstützung der Stadt Innsbruck so-

wie der Innsbrucker Kommunalbetriebe AG (IKB). Nach zwei Jahren Vorbereitungszeit wurde im Oktober 2018 der BesserCup - ein Mehrwegbecher zum Kaufen – eingeführt. Unterstützt wurde die Einführung von verschiedenen Informations- und Werbekampagnen mit dem Motto „Besser Kaffeetschln“. Durch die regelmäßige Wiederholung der Informationsaktivitäten sollte eine nachhaltige Wirkung erzielt werden. Denn nur wenn die erworbenen Mehrwegbecher auch verwendet werden, ergibt sich ein Nutzen für Umwelt und Klima. Wesentlich für das Projekt war daher die Begleitung der Mehrwegbechereinführung durch Nutzer*innenbefragungen und Effizienzüberprüfungen. Durchgeführt wurden insgesamt drei Nutzer*innenbefragungen – vor Projektstart und ein halbes bzw. ganzes Jahr danach. Letztendlich konnte festgestellt werden, dass der Bekanntheitsgrad des Mehrwegbechers BesserCups wesentlich davon abhängt, wie stark das Projekt in den teilnehmenden Filialen beworben wird. Wird Werbung anhand von Plakaten, Flyern und mit auffälliger Platzierung gemacht, ist der Bekanntheitsgrad bei den befragten Kunden deutlich höher (Matt-Leubner & Fuchsig 2019). Die Wirksamkeit von Werbung wird auch als wesentliche Systemverbesserung in einer vom deutschen Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Untersuchung zu Mehrwegbecherkonzepten gesehen (Kauertz et al. 2019). Dabei wird vor allem auf die Bedeutung der Schulung des Thekenpersonals hingewiesen. Dies hat laut der Studie mit Abstand den größten Einfluss auf die Entscheidung für oder gegen den Kauf eines Mehrwegbechers, da viele Kund*innen erst durch die Ansprache des Thekenpersonals auf einen Mehrwegbecher aufmerksam werden (Kauertz et al. 2019).
Insgesamt waren jene Nutzer*innen, die von dem Projekt bereits gehört haben, mit dem BesserCup rundum zufrieden. Der einzige Aspekt, welcher mehrmals bemängelt wurde, war der Silikondeckel, da es bereits Mehrwegbecher mit besserer Auslaufsicherheit gibt (Matt-Leubner & Fuchsig 2019).
Weiterhin wurde festgestellt, dass mehr als die Hälfte der Nutzer*innen bereits einen Mehrwegbecher besitzen, ihn allerdings nur 25 % der Befragten regelmäßig verwenden, was hauptsächlich auf die Bequemlichkeit zurückzuführen ist (Matt-Leubner & Fuchsig 2019).
Die Beweggründe für einen Umstieg auf einen Mehrwegbecher waren bei allen drei Befragungen auffällig ähnlich. Es dominierten immer die Optionen „Umweltschutz" und „Preisreduktion des Kaffees“. Aber obwohl über 90 % der Befragten Umweltschutz als Beweggrund für einen Umstieg auf Mehrweg angaben, geben trotzdem 20 % der Befragten an, regelmäßig Coffee to go aus Einwegbechern zu trinken. Auch dass der zweitmeist genannte Grund für einen Umstieg eine Reduktion des Kaffeepreises ist, überrascht nicht. Dabei erwartet über die Hälfte der Teilnehmer einen Nachlass von 30 Cent, ein Drittel würde erst ab 50 Cent umsteigen. Die Hauptkonsumenten von Coffee to go sind eindeutig Personen zwischen 18 und 39 Jahren, die höheren Altersgruppen sind meist nicht von dem Konzept „Einwegbecher“ überzeugt. (Matt-Leubner & Fuchsig 2019)
Die Möglichkeit der Einführung eines Mehrwegbecher-Pfandsystems hat den meisten Befragten zugesagt, allerdings nur unter der Vorrausetzung einer effizienten Umsetzung. Darunter werden vor allem eine ausreichende Anzahl von Rückgabeorten und ein angemessener Betrag als Pfandeinsatz verstanden. (Matt-Leubner & Fuchsig 2019)

3 FOOD TO GO

Nicht erst seit der Covid-19-Pandemie steigt der Konsum sogenannter Convenience Food Produkte stetig an (Grundberg 2018).
Diese Entwicklung zeigt sich nicht nur im Food Delivery und Take-away Bereich (Grundberg 2018, Kläsgen 2019), sondern auch im Sortiment des österreichischen

Lebensmitteleinzelhandels. Letzteres umfasst neben den „klassischen“ Convenience Produkten (Feinkost, Mikrowellenspeisen, Getränke, etc.) auch ein stetig wachsendes Angebot an Eigenmarken. Als Beispiele seien hier die Marken „enjoy“ (SPAR) und „I-like“ (MPreis) genannt, die mit einer Reihe selbst produzierter, verzehrfertiger oder noch zu wärmender vorgekochter Speisen und Snacks die steigende Nachfrage bedienen.

Damit zusammenhängend wächst auch der Anteil, den die Verpackungen dieser Produkte zum jährlichen Abfallaufkommen beitragen (Istel & Detloff 2018; Schüler 2018). Insbesondere diese Einwegverpackungen erfahren derzeit hohe Aufmerksamkeit (EU-Directive 2019). Maßnahmen, die sich auf einzelne Materialtypen beschränken (z.B. Einwegkunststoffe), werden jedoch das Abfallaufkommen nicht reduzieren. Schon jetzt tragen papierbasierte Einwegverpackungen wie Pizzakartons und Karton-Snackboxen signifikant zum Gesamtabfallaufkommen aus dem Außerhaus-Konsum von Lebensmitteln bei (Istel & Detloff 2018; Schüler 2018); dies schließt Food to go mit ein. Alternativ wird deshalb überlegt, einzelne Produkte mit Einwegpfand zu belegen, um zumindest Littering und Fehlwürfe von effizient zu recycelnden Stoffen zu minimieren.

Eine Maßnahme im Sinne der Abfallhierarchie ginge jedoch noch einen Schritt weiter. Pfandbasierte Mehrwegsysteme können bis zu 92 % des verursachten Food to go Abfalls einsparen (Bockreis & Kornthaler 2020). Dennoch gibt es bisher nur ein überschaubares Angebot an Mehrweginitiativen.

Anfragen bei Migros (CH) ergaben, dass die Nutzung, der seit 2017 optional erhältlichen Mehrwegbehälter für Take-away Speisen, im niedrigen einstelligen Prozentbereich liegt. Hierfür werden, ähnlich wie beim Coffee to go Bereich (Kauertz et al. 2019), die fehlende Bewerbung und die mangelnde Schulung für das Verkaufspersonal, als Gründe angenommen.

Erfahrungen aus der Schweiz und Deutschland zeigen darüber hinaus, dass der Pfandschlupf, also das Behalten der Behälter durch Konsument*innen bei 80 - 90 % liegt; dies wurde in Gesprächen mit reCircle (CH) und ReCup/ReBowl (DE) bestätigt.

Während der Corona-Krise war Food to go eine gute Möglichkeit für viele Restaurants ihre Umsatzeinbußen zu reduzieren. Das zunehmende Aufkommen sogenannter „Ghostkitchens“, Restaurants ohne Gastraum, die exklusiv für den Lieferbereich produzieren, zeigt außerdem, dass Essen auszuliefern ein lukratives Geschäft ist. Der Kauf eines Ghostkitchen Unternehmens durch Delivery Hero (Pfannschmidt-Wahl 2019), zu dem auch der österreichische Third-party Delivery Anbieter Mjam.at gehört, weist auf das Potential dieser neuen Entwicklung hin.

Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass ein Mehrwegbehältersystem für Food to go generell funktionieren kann. Es ist jedoch nicht für alle Produkte geeignet. Laut Gigatherm, einem Produzenten für Lebensmittelverpackungen, gibt es für einige Produkte sowohl technische als auch finanzielle Limitierungen, da es mit Mehrwegbehältern teilweise nicht möglich oder sehr aufwändig ist, die notwendige Hygiene und Haltbarkeit der verpackten Produkte über einen längeren Zeitraum zu gewährleisten. Deshalb ist eine genaue Trennung zwischen für Mehrwegverpackungen geeigneten und nicht geeigneten Produkten essentiell, um die Abfallmengen der Zukunft zu minimieren.

Aktuell wird im Rahmen einer Forschungsförderung der Innsbrucker Kommunalbetriebe AG unter anderem erhoben, für welche Produkte sich Mehrwegbehälter eignen würden. Ein weiteres Kooperationsprojekt zwischen der Universität Innsbruck und einem Tiroler Unternehmen, soll die Voraussetzungen für Mehrwegbehälter im Liefer- und Take-away Bereich ermitteln. Im Rahmen des Projekts sollen die oben genannten Herausforderungen ebenso wie die Potentiale untersucht werden. Der Start ist für Ende 2020 geplant.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Durch gezielte Maßnahmen im Bereich des Außer-Haus-Verzehrs von Lebensmitteln und Getränken soll die stetig ansteigende Abfallmenge in diesen Bereichen reduziert werden. Dabei spielen Mehrwegsysteme eine wesentliche Rolle, sei es im Pfand- oder Kaufsystem. Sind Mehrwegsysteme für Coffee to go schon gut etabliert, besteht im Food to go Bereich noch großes Potential, wobei hier aktuell der Fokus auf der Untersuchung der geeigneten Mehrwegverpackungen liegt. Wesentlich für den Erfolg eines Mehrwegverpackungssystems ist die Bewusstseinsbildung der Konsument*innen, basierend auf den entsprechenden Schulungen des Verkaufspersonals sowie dem Marketing des Produktes.

LITERATUR

Richtlinie (EU) 2019/904 des europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt“ https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj; Zugriff am 08.07.2020.

Bockreis, A., Kornthaler, D. (2020): *Ausweg vom Einweg, Mehrweg- als Alternative zu Einwegverpackungen* (Artikel in Ausarbeitung, unveröffentlicht).

europaticker (2020) *Die österreichische Ressourcenwirtschaft zieht am Ende der Ausgangsbeschränkungen Bilanz. Corona-Zwischenbilanz: 15 bis 20 % Mehr Hausmüll, weniger Gewerbeabfall.* 03.05.2020. http://www.umweltruf.de/2020_Programm/news/news3.php3?nummer=2139; Zugriff am 05.05.2020.

Grundberg, C. J. H., Ekstein, D., Ergun, P., Sheridan, E. J., Geiger, D., Gilbert, B., Lenvalskaya, U., Peng, C., Wright, K., Castle, J., Hudson, J. (2018) *Is The Kitchen Dead.* UBS Evidence Lab.

Harting, M. (2020) *Müllberge in Parks und auf Plätzen.* In: Frankfurter Allgemeine Zeitung. 18.05.2020. https://www.faz.net/aktuell/rhein-main/frankfurt/frankfurt-muellberge-in-parks-und-auf-plaetzen-16774757.html; Zugriff am 18.05.2020.

Istel, K. & Detloff, K. (2018) *Einweggeschirr und To-Go-Verpackungen Abfallaufkommen in Deutschland 1994 bis 2017.* Hrsg. v. NABU (Naturschutzbund Deutschland) e.V. NABU (Naturschutzbund Deutschland) e.V. Berlin (10/2018). Online verfügbar unter www.nabu.de.

Kauertz, B., Schlecht, S., Markwardt, S., Knappe, F., Reischel, S., Paue, G. (2019) *Untersuchung der ökologischen Bedeutung von Einweggetränkebechern im Außer-Haus-Verzehr und mögliche Maßnahmen zur Verringerung des Verbrauchs.* Hrsg.: Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. TEXTE 29/2019. ISSN 1862-4808.

Kläsgen, M. (2019) *Jetzt noch was kochen-Och nö.* In Süddeutsche Zeitung. https://www.sueddeutsche.de/wirtschaft/fertiggerichte-convenience-produkte-1.4523733; Zugriff am 18.05.2020.

Matt-Leubner, A. & Fuchsig, J. (2019) *Umfrage zum Projekt „Besser Kaffeetschln“.* Praktikumsbericht FFG SchülerInnenpraktikum. Universität Innsbruck.

Pfannschmidt-Wahl, J. (2019). *Delivery Hero: Virtuelle Restaurant Kette Honest-Food Gekauft.* In Food Service: Portal für den Außer-Haus Markt.

Schüler, K. (2018): *Abfallaufkommen durch Einweggeschirr und andere Verpackungen für den Sofortverzehr.* NABU Naturschutzbund.

Environmental effects of fireworks with special consideration of plastic emissions

J.M. Woidasky, L. Deuschle & K. Oßwald
Pforzheim University, School of Engineering, Pforzheim, Germany

V. Weiser
Fraunhofer-Institute of Chemical Technology (ICT), Pfinztal, Germany

ABSTRACT: In Germany, about 133 million Euro are spent annually for New Year's Eve fireworks, which result in 38,000 to 49,000 Mg of total firework mass. By a combination of desk research with official fireworks approval statistics, a customer survey, dismantling experiments with fireworks debris and with packaging characterisation, the total nationwide polymer emission was estimated to be 3,088 Mg. Out of this total mass, a projected polymer debris mass of 534 Mg was identified, and about 270 Mg of polymer packaging material. The remaining 2283 Mg of polymer mass are parts that eventually may remain at the launching site.

1 INTRODUCTION

Fireworks in Europe are a part of cultural heritage and tradition. In Germany alone, since 2015 between 133 and 137 million Euro have annually been spent on fireworks (FWK) (VPI 2019). The environmental impact of fireworks has been under discussion since decades, although almost exclusively focusing on the effects of the pyrotechnic composition on air emission and on soil and surface deposition (Rommerskirchen 2019; Hicks et al. 1986; Kulshrestha et al. 2004; Steinhauser et al. 2008; Umweltbundesamt 2018). Relevant emissions (von Arx 2014) comprise fine particulate matter (PM10 and PM2.5), which is estimated at 4,500 Mg PM10 in Germany, although this figure is currently challenged by the fireworks manufacturers (VPI 2020). Other potential emissions comprise chlorates, dioxins, or heavy metals. Moreover, noise emissions lead to negative environmental impacts and potential damage (Umweltbundesamt 2018). Improper handling as well as the use of unapproved fireworks can also cause damage.
In addition to dust and noise emissions, fireworks are generating relevant masses of solid waste: In Germany between 38,000 and 49,000 Mg of fireworks are sold annually through official channels only. According to literature, about 60-75 % of this total mass is accounted for by low-reactivity solids (cardboard, paper, wood, clay and plastic for casings, construction parts and packaging), the remaining 25-40 % is accounted for by pyrotechnic and effect sets (potassium nitrate, charcoal, sulphur and above all strontium, copper and barium compounds) (Umweltbundesamt 2018). While the latter primarily produce finely distributed particulate or gaseous reaction products, the former are the reason for diffuse waste discharges into the environment. Consequently, this work focuses on fireworks debris only, and specifically on the polymer portion of this debris.

2 RESEARCH QUESTION AND METHODS OVERVIEW

Research carried out between September 2019 and March 2020 was supposed to answer the question of how much plastic is released into the environment by individual

fireworks in Germany, which by law is only allowed at New Year's Eve. Data from the following sources were used for quantification (Deuschle 2020):

- BAM (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung in Berlin/Germany, the federal approval organisation for fireworks in Germany) approval figures for 2018, to identify the relevant types of fireworks (mainly batteries, composite fireworks, rockets), and to generate quantitative information on the relevance of these different types of fireworks (FWK) according to the mere figure of single firework products approved in each single type category.
- Research during the sales period at selected discount grocery stores in southwest Germany yielded information on these stores' fireworks offer, as these stores cover 80 % of the total firework sales (VPI 2019). Even more important, receipts of customers who had purchased fireworks were obtained and evaluated for this research.
- Fireworks debris of the relevant FWK types was collected the morning after New Year's Eve, dried and used for parts weighing, and for material identification using FTIR-ATR and XRF. As the product labels in most cases still adhered to the debris, the link to the customer interviews results could be made.
- Selected fireworks were purchased for additional research on the packaging mass. Due to legal constraints, initially planned fireworks dismantling trials had to be postponed and will become part of later research.

Additional desk research in publicly available databases yielded background and statistical information on the firework market, and technology. As little information on the polymer portion of fireworks was obtained by this research, practical work proved necessary. All information from desk research and debris analysis was combined on a firework type basis: The polymer share of each relevant (Tab. 1) firework type was determined by debris weighing, along with identification of the individual firework price and net explosive content (NEC). The mean polymer share of each type was determined, along with the specific polymer mass per price (g polymer/€) and the specific polymer mass per NEC (g polymer/g NEC). These parameters were used along with the consolidated market share information both from the approval figures and the customer receipts for projection of the total polymer mass. Total fireworks sales turnover of 133 mio € (VPI 2019) was taken as a basis here. Research focused on outdoor firework types only, as they can be expected to produce relevant plastic emissions into the environment. Illegal firework was not taken into account.
Tab. 1 shows the firework types with relevant plastic portions according to DIN EN 15947-2 (2018; draft) definitions. These firework types were available on the German market at the time of research.
Both the NEC and the firework sales price qualify for a value of reference, and for this study the price of the firework was chosen as reference. The mean NEC/price ratio was at 20.4 g NEC/€ over all types, with 22.9 g/€ for batteries, 15.0 g/€ for rockets, and a mean arithmetic value of 20.2 g NEC/€ for all other types (based on a selection of 25 items, covering 13 batteries, 6 rocket sets, and 6 other items).

3 RESEARCH RESULTS

3.1 BAM approval analysis

Fireworks are subject to the German Explosives Act (Sprengstoffgesetz), which divides fireworks amongst others into category F1 for use by minors under adult supervision and category F2 for adults, and imposes restrictions on purchase and use. Fireworks in Germany are tested and approved by the Federal Institute for Materials

Research and Testing (BAM). In 2018 BAM approved a total of 91 fireworks of category F1 (primarily fountains and sparklers) and 584 fireworks of category F2 (including 331 batteries, 81 composite fireworks and 43 rockets) (Deuschle 2020). Assuming that the BAM approval figures correlate with the firework types' relevance in the market, batteries and composite fireworks are forming the major share of fireworks in Germany (Tab. 2).

Tab. 1: Outdoor firework types with relevant polymer share.

Type (German name)	Category	Firework group	Typical polymer parts [comments]
Batteries (Batterien)	F2, F3	Batteries	Feet, stabilizing elements, whistling elements
Combinations (Kombinationen)	F2, F3	Combinations	Feet, stabilizing elements, cover film
Compound firework (Verbundfeuerwerk)	F2, F3	Combinations	Polymer cover film
Mini-Rocket (Mini-Rakete)	F2	Rockets	[Only minor relevance]
Rocket (Rakete)	F2, F3	Rockets	Top caps, fuse caps, propellant charge shell, adhesive tape for wooden stick mounting
Bengal flame (Bengalfeuer)	F1, F2, F2	Illuminating firework	[Only minor relevance]
Fountain (Fontäne)	F1, F2, F3	Illuminating firework	Feet, cover film
Ground spinner (Bodenfeuerwirbel)	F1, F2	Illuminating firework	Foot (Spinning tip)
Spinner (Wirbel)	F2	Illuminating firework	Feet
Mine (Feuertopf)	F2, F3	Illuminating firework	[Polymer share not clear]
Roman candle (Römisches Licht)	F2, F3	Illuminating firework	Ground spikes, lids,
Shot tube (Feuerwerksrohr)	F2, F3	Illuminating firework	Feet, Ground spikes
Wheel (Sonne)	F2, F3	Illuminating firework	[Only minor relevance]
Flash pellet (Blitztablette)	F1, F2	Illuminating firework	[Only minor relevance]
Banger (Knallkörper)	F2, F3	Crackers	Fuse caps
Crackling granules (Knatterartikel)	F1, F2	Crackers	shell

3.2 Customer Survey

A total of 51 firework buyers were approached on December 28, 2019 in front of four different discount grocery stores in the state of Baden-Württemberg in southwest Germany. In total 42 customers made their receipts available for this research, covering a total fireworks turnover of 1,614.70 Euro for 192 products in total, with an arithmetic mean price of 8.41 €/firework product. Both the product count and turnover (price) shares are given in Tab. 2. The purchase of the authors of two additional whistling batteries (2 items: 3.99 € and 4.99 € for 100 or 222 shots, respectively) was included here as well. Firework products were defined as items sold with one individual price and thus covered both assortments of items and single items.

Tab. 2: Firework group shares overview (°(VPI 2019)).

Firework group	BAM approval 2018 product count share [%]	Customer survey product count share [%]	Customer survey turnover share [%]	VPI° turnover share [%]
Batteries	60,4	45,2	41,0	38.4*
Combinations	14,8	1,6	12,3	11.6*
Rockets	7,8	9,9	14,0	20
Illuminating firework	13,7	16,7	17,5	10
Crackers	3,3	11,5	2,8	4
Youth firework	n. d.	9,4	5,2	n. d.
Family assortments	n. d.	5,7	7,2	16
total	100	100	100	100

**VPI identifies a sum for batteries and combinations of 50 % only. Allocation to the groups was made according to customer survey results weighing of 77 % batteries and 23 % combinations. n. d. = not defined*

3.3 Debris, dismantling and packaging analysis

In total, 298 single debris elements were sorted and analysed, with 53 stemming from F1 and 240 from F2 fireworks (the rest was unidentifiable). 129 elements contained product and/or producer information, identifying in 80 % of all cases Weco as producer, with the remaining identifiable parts made by Comet (11 %), Nico (2 %) and 7 % by other producers. 120 elements showed approval information, with half of these elements approved by the German BAM, and the second half by four other European approval bodies (Spain, Hungary, Slovakia and Belgium). Tab. 3 gives an overview over the polymer parts and their mass and material characteristics found with the debris.

Tab. 3: Polymer debris parts mass and material.

Firework Type -Part	Min. mass [g]	Max. mass [g]	Arith. mean mass [g]	material
Fountain battery -Foot	10.7	15.3	13.8	PP, PP/PE
-Stabilizing element	10.0	16.8	12.1	PP, PP/PE
Roman candle battery				63% PP/PE, 25 % PP,
-Foot	6.2	13.2	9.4	12 % PE
-Lid	3	4.4	3.5	83 % PE, 17 % PP
Whistling batt. -Whistle	0.4	0.7	0.5	PP, PP/PE
Combination -Film			2.2 mg/cm	PP
-Stabilizing element	9.3	9.3	9.3	PP
-Foot	2.3	5.3	3.8	PP/PE, PP
Rocket -Top cap	1.7	15.5	6.9	72 % PS, 14 % ABS, 14 % others
-Fuse cap	0.7	2.3	1.6	PP, PP/PE
-Prop. charge shell	3.1	8.9	4.7	PP
-Adhesive tape	0.2	0.8	0.5	Mainly PP
Fountains				
-Foot (F1, cylindrical)	0.4	1.2	0.9	PP, PP/PE
-Foot (F2, cylindrical)	2.7	5.3	3.8	PP/PE, PP
Spinner -Foot	0.2	0.2	0.2	50 % PVC, 25 % PP/PE, 25 % others
Shot tube -Foot	1.7	4.5	2.4	46 % PP, 38 % PP/PE, 12 % PS, 4 % PC/ABS
-Ground spike	5.8	5.9	5.8	PP/PE
Roman candle				
-Ground spike	1.1	1.2	1.1	PP/PE
Cracker -Fuse cap	0.2	0.3	0.2	PP, PP/PE
Crackling granules				
-Shell	0.6	1.4	1	PP, PP/PE

Tab. 4 gives an overview on the results of the analysis of the customers' receipts along with information on the product specification, especially the number of items contained in assortments.
Packaging analysis showed that PVC is used for the packaging slip lids (PVC-U), blister packaging (PVC-U) and for rocket bags (PVC-P). Plastic boxes were made from PP, as well as lids of youth firework. The arithmetic mean packaging mass/price-ratio was at 9.2 g/€ over all types, with 8.0 g/€ for batteries, 9.2 g/€ for rockets, and a mean value of 11.9 g/€ for all other types. With regard to plastic packaging mass only, the mean polymer packaging mass/price-ratio was at 2.1 g/€ over all types, with 0.4 g/€ for batteries, 3.9 g/€ for rockets, and at 4.0 g/€ for all other types. This information was used in Tab. 6.

Tab. 4: Firework types turnover share and mean prices based on customer receipts.

Firework group and type	Turnover share[#] [%]	Ar. Mean price [€]	SD price [€]	Ar. mean no. of parts [-]	SD parts [-]	No. of parts per € [1/€]
Batteries, including	38.4					
-Shot tube batteries	25.8	10.11	5.07	51*	46	5.1
-Whistle batteries	2.1	6.74	2.28	207*	82	30.8
-Combinations	5.5	12.24	9.98	35*	20	2.9
-Fountain batteries	4.2	3.99	1.41	63°	1	15.9
-Roman candle batteries	0.8	6.99	1.00	180*	5	25.8
-Cracker batteries	0.1	1.88	0.00	200*	0	106.4
Combinations	11.6	66.33	38.13	187*	85	2.8
Rockets (assortments)	20.0	10.77	3.59	13	9	1.2
Illumination firework incl.	7.7					
-assortments	5.3	13.24	9.78	43	31	3.2
-Sparklers	2.0	1.99	0	500¯	0	251.3
-Spinners	0.2	5.99	0	4	0	0.7
-Roman candles	0.2	1.50	0	5	0	3.3
Crackers, including	4.0					
-assortments	2.0	1.99	0	50	0	25.1
-Cubic cannon cracker	0.6	1.99	0	6	0	3.0
-firecracker	0.6	6.99	0	20	0	2.9
-Crackling granules	0.5	2.88	0	3	0	1.0
-Cr. with friction head	0.3	0.99	0	n. a.	n. a.	n. a.
Youth firework (assort.)	2.3	4.24	0.83	120	119	28.3
Family assortments	16.0	9.95	3.97	118	66	11.8
Total	100.0 %					

*number of shots [-], °duration [sec]; ¯length [cm]; [#] VPI and survey data consolidated. SD = standard deviation

Tab. 6 uses data of Tab. 4 for calculation of the total parts number of selected relevant fireworks types, based on the 133 million Euro turnover information (VPI 2019). Moreover, results from dismantling and weighing experiments were allocated to the fireworks types, and assumptions on the frequency of occurrence of polymer parts were made based on the experiences of the authors during dismantling and debris collection. The categories are defined according to Fig. 1.
The following simplifications with regard to the extrapolation of the plastic emissions were made: Fireworks types with a turnover share of 2 % or less (cf. Tab. 4) were neglected. Moreover, polymer film quantification from batteries was neglected, as this would have required additional caliber (tube size) information.

4 PLASTIC EMISSION QUANTIFICATION

Fig. 1 shows the categories used for quantification, which are based on the solids waste mobility: Category A waste is emitted into the environment due to the fireworks movement, while category B might be disposed of in a controlled manner as it remains at the launch site. Category C covers the packaging, which along with category B waste might stay at the launching site.
Tab. 6 contains the assumptions taken and data used for polymer emission estimation. A projection was made based on the arithmetic mean price of products of the firework types, and on the total firework type share as identified in Tab. 4. If not all products of this type contained the respective polymer part, the percentage of products assumed to contain this polymer part was given in Tab. 6 as well. Results of the estimation are given in Tab. 5.

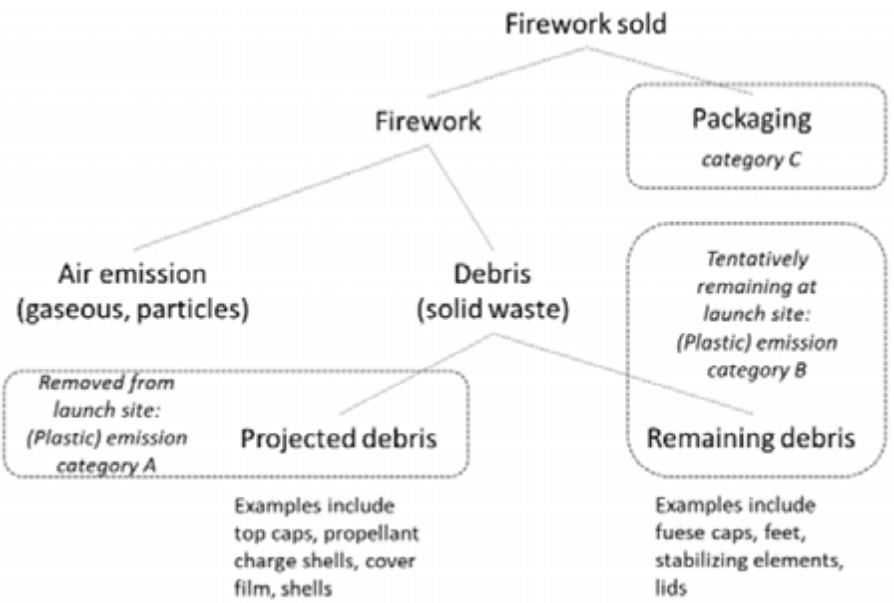


Fig. 1: Plastic emission categories from fireworks.

Tab. 5: Firework polymer emission estimation for Germany 2019.

Firework type	Total Cat A [Mg]	Total Cat B [Mg]	Total Cat C [Mg]	Total all categories [Mg]
Shot tube batteries		598,50	13,73	612,23
Whistle batteries	43,01		1,12	44,13
Combinations		160,37	2,93	163,30
Fountain batteries		1395,32	2,23	1397,56
Rockets (assortments)	341,22	51,07	103,74	496,04
Illum. firework assortments		10,60	28,20	38,80
Sparklers			10,64	10,64
Cracker assortments		11,35	10,64	21,99
Youth firework (assorted)	4,33	7,79	12,24	24,36
Family assortments	145,64	47,71	85,12	278,47
Total	534,21	2282,73	270,58	3087,51

Tab. 6: Data and assumption overview for polymer emission calculation based on products.

Firework type	Cat A	Cat B	Cat C°	Total parts no.
Shot tube batteries		70 % Foot 2.4g, 30 % Spike 5.8g	0.4	175001400
Whistle batteries	0.5 g/shot	-	0.4	86024400
Combinations		70 % Foot 3,8 g, 50 % Stabilizg. element 9.8 g,	0.4	21213500
Fountain batteries		70 % Foot 13.8 g, 50 % Stabilizg. element 12.1 g	0.4	88817400
Rockets (assortments)	100 % Top cap 6.9 g; 70 % Prop. Charge 4.7 g; 100 % Adh. tape 0.5 g	100 % Fuse cap 1.6 g	3.9	31920000
Illumination firework (assortments)		10 % Foot 0.9 g; 10 % Foot 3,8 g	4,0	22556800
Sparklers	No polymers		4,0	668458000
Cracker assortments		10 % Fuse cap 0.2 g, 15 % shell 1,0 g*	4,0	66766000
Youth firework (assortment)	5 % of parts are cracking granules*: shell 1,0 g	10 % of parts are cylindrical fountains F1*: 10 % Foot 0,9 g	4,0	86569700
Family assortments	5 % of parts are rockets*	5 % of parts are cylindrical fountains F2*: 5 % foot 3,8g	4,0	251104000

° given in [g Polymer/€ turnover]; *assumptions

5 SUMMARY

In Germany in recent years between 133 and 137 million Euro have annually been spent on fireworks. While the air emission has been discussed intensely, little attention has been paid on the polymer emission of fireworks. Research aimed at quantification of the polymer share of all firework types, according to the approval figures. This desk research was complemented with characterisation of firework debris and firework packaging along with customer interviews to link the statistical figures with specific products, their price, and their total and polymer mass.

Polymers in fireworks mainly are caused by fountain batteries feet and internal stabilizing elements, but also by cover rocket top caps, rocket propellant charges, rocket adhesive tapes and fuse caps of numerous firework types. Moreover, feet (plates and spikes) of batteries and tubes are important sources of polymers, along with polymer films. They all add up to about 3,100 Mg of polymers which are used in fireworks annually. Roughly about 530 Mg are becoming projected debris which is doubtlessly released into the environment in an uncontrolled manner and mainly caused by rocket caps and propellant charges, while the rest of about 2.570 Mg tentatively stays at the launching site and thus offers the potential for controlled disposal, if the firework is handled responsibly.

REFERENCES

Deuschle, L. (2020): Kunststoffemissionen von Feuerwerken. Bachelorarbeit. Hochschule Pforzheim, Pforzheim.

Hicks, R.; Caldas, L. Q.; Dare, P. R.; Hewitt, P. J. (1986): Cardiotoxic and bronchoconstrictor effects of industrial metal fumes containing barium. In: *Archives of toxicology. Supplement. = Archiv fur Toxikologie. Supplement* 9, S. 416–420. DOI: 10.1007/978-3-642-71248-7_84.

Kulshrestha, U. C.; Nageswara Rao, T.; Azhaguvel, S.; Kulshrestha, M. J. (2004): Emissions and accumulation of metals in the atmosphere due to crackers and sparkles during Diwali festival in India. In: *Atmospheric Environment* 38 (27), S. 4421–4425. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.05.044.

Rommerskirchen, F. (2019): Feinstaubbelastung durch Feuerwerk - dicke oder doch nur heiße Luft?

Sprengstoffgesetz: Gesetz über explosionsgefährliche Stoffe. Sprengstoffgesetz - SprengG, vom 11.06.2017. In: *BGBl. I*, S. 1586. Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/sprengg_1976/BJNR027370976.html, zuletzt geprüft am 03.01.2020.

Steinhauser, G.; Sterba, J. H.; Foster, M.; Grass, F.; Bichler, M. (2008): Heavy metals from pyrotechnics in New Years Eve snow. In: *Atmospheric Environment* 42 (37), S. 8616–8622. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.08.023.

Umweltbundesamt (2018): Zum Jahreswechsel: Wenn die Luft „zum Schneiden“ ist. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

von Arx, U. (2014): Feuerwerkskörper. Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekte. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. Online verfügbar unter www.bafu.admin.ch/uw-1423-d.

VPI (2019): Fragen und Antworten rund ums Feuerwerk. Verband der pyrotechnischen Industrie. Online verfügbar unter https://www.feuerwerk-vpi.de/service/faq/, zuletzt geprüft am 23.11.2019.

VPI (2020): Feinstaub ist nicht gleich Feinstaub: Partikel aus Feuerwerk sind wesentlich unbedenklicher als kommuniziert - und nicht klimarelevant. Verband der pyrotechnischen Industrie. Online verfügbar unter https://www.feuerwerk-vpi.de/service/verbandspositionen/, zuletzt geprüft am 06.02.2020.

Erfahrungen mit der biologischen Abbaubarkeit von kompostierbaren Kaffeekapseln

A. Aldrian, L. Wiesenfellner, S. Zirps & L.-M. Fellinger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In Österreich kommen verstärkt Kaffeekapseln auf den Markt, die als „kompostierbar“ bzw. „biologisch abbaubar“ gekennzeichneten werden. Diese Entwicklung wird von Konsumenten als positiv wahrgenommen, ist jedoch aus abfallwirtschaftlicher und umwelttechnischer Sicht als kritisch zu betrachten. Denn in bisherigen Studien (van der Zee & Molenveld 2020; Rameder 2018; Shrestha et al. 2020), war die Desintegration der zumeist aus PLA bestehenden Kapseln in Laborversuchen und in der Praxis nach den Anforderungen der EN 13432 nicht in ausreichendem Maße gegeben. Die bisherigen Erkenntnisse werden durch die eigenen Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen an vier am österreichischen Markt erhältlichen „kompostierbaren“ Kaffeekapseln nur bestätigt. Erfahrungen der österreichischen Abfallwirtschaftsverbände zu dieser Thematik stützen im Wesentlichen die Erkenntnis, dass die derzeitige Entwicklung in Richtung biologisch abbaubare Kunststoffe für das Produkt Kaffeekapsel nach dem derzeitigen Stand der Erkenntnisse und Erfahrungen nicht sinnvoll erscheint.

1 EINLEITUNG

Schätzungsweise 200 Millionen Kaffeekapseln werden in Österreich jährlich konsumiert. In den letzten Jahren ist vermehrt der Trend zu angeblich kompostierbaren Kaffeekapseln deutlich spürbar. Zum Teil unterstützt durch eine Vielzahl an Zertifizierungslogos werden mittlerweile allein im deutschsprachigen Raum mehr als 20 unterschiedliche Marken von „kompostierbaren“ bzw. „bioabbaubaren“ Kaffeekapseln angeboten. Diese von den Konsumenten als positiv wahrgenommene Entwicklung ist aus abfallwirtschaftlicher und umwelttechnischer Sicht als durchaus kritisch zu betrachten, weil u.a. die abfallwirtschaftliche Entsorgung nicht eindeutig organisiert ist.

Im Zuge der Literaturrecherche wurden die Homepages einige Anbieter dieser Kaffeekapseln näher beleuchtet. Die meisten Anbieter weisen – trotz Angabe des Zertifizierungslogos zur biologischen Abbaubarkeit – darauf hin, dass der Käufer die Empfehlungen des lokalen Entsorgungsunternehmens einholen soll, ob die Kapsel mit dem Biomüll entsorgt werden soll. Dieser durchaus wichtige Hinweis ist auf den Homepages mancher Anbietern nicht leicht zu finden. Einer der Anbieter gibt auf seiner Homepage explizit an, dass die Kapseln auf dem eigenen Komposthaufen entsorgt werden können. Ein weiterer Hersteller suggerierte, dass die Kapseln im eigenen Kompost kompostiert werden können, obwohl er gleichzeitig angibt, dass die Kompostierung nur in industriellen Kompostieranlagen erfolgen kann bzw. die Zertifizierung auch nur für eine industrielle Kompostierung Gültigkeit besitzt.

Die meisten der als biologisch abbaubar gekennzeichneten Kaffeekapseln sind aus PLA gefertigt (van den Oever et al. 2017). PLA (Polyactid, *polylactic acid*) gehört zu jenen Kunststoffen, die als komplett abbaubar gelten, wenn diese bei Temperaturen von > 60 °C in industriellen Kompostieranlagen behandelt werden. Dabei wird PLA in den ersten zwei Wochen der Kompostierung zunächst durch Hydrolyse in wasserlösliche Komponenten und Milchsäure zersetzt, anschließend erfolgt die Zersetzung

in CO_2, Wasser und Biomasse durch eine Vielzahl an Mikroorganismen. (Sha et al. 2008)
Bisherige Forschungsergebnisse lassen jedoch an der biologischen Abbaubarkeit von Kaffeekapseln zweifeln:
In einer von der Wageningen Universität ausgeführten Studie (van der Zee & Molenveld 2020) wurden neun verschiedene kompostierbare und nach EN 13432 zertifizierte Kunststoffprodukte (u.a. Kaffeekapseln) einer industriellen Kompostierung in einer Anlagen in den Niederlanden unterzogen. Während andere Kunststoffprodukte nach zwei Kompostierzyklen (ca. 22 Tage) nahezu vollständig zersetzt waren, war dies bei den Kaffeekapseln nicht der Fall. Der Großteil der Kaffeekapseln war noch intakt, das Material jedoch geschwächt und brach bei mechanischer Einwirkung.
In der Masterarbeit von Rameder (2018) wurden sechs kompostierbare Kaffeekapselmarken einem Kompostierversuch in Anlehnung an EN 13432 im Labormaßstab unterzogen. Auch hier wurden nach 12 Wochen bzw. in einem weiteren Versuch nach 24 Wochen nur unzureichende Materialauflösung (Desintegration) und Verrottung festgestellt. Bei den Kaffeekapseln kam es lediglich zu oberflächlicher Materialauflösung und Sprödigkeit.
Zu einem ähnlichen Ergebnis führten die experimentellen Untersuchungen von Shrestha et al. (2020), die Kaffeekapseln aus PLA einem Kompostierversuch unter Laborbedingungen (21 und 35 Tage; 55 °C) unterzogen. Auch hier war nach Versuchsende nahezu das gesamte Material > 2 mm.
Im Zuge des vorliegenden Beitrages werden die eigenen experimentellen Ergebnisse zur biologischen Abbaubarkeit von vier Kaffeekapselmarken präsentiert, die am österreichischen Markt als „kompostierbare“ Kaffeekapseln erhältlich sind. Außerdem wurden Telefoninterviews mit den österreichischen Abfallwirtschaftsverbänden geführt, um bisherige Erfahrungen mit kompostierbaren Kaffeekapseln sowie Entsorgungsempfehlungen für diese Produkte zu erfragen.

2 TELEFONBEFRAGUNG BEI DEN ABFALLWIRTSCHAFTSVERBÄNDEN ZUR ENTSORGUNG VON BIOLOGISCH ABBAUBAREN KAFFEEKAPSELN

Von 24.04.2020 bis 03.08.2020 wurden 86 Abfallwirtschaftsverbände (AWV) österreichweit telefonisch kontaktiert. Zu 73 davon war die Kontaktaufnahme erfolgreich. Den Gesprächspartnern wurden folgende Fragen gestellt:

- Welche Erfahrungen haben Sie zur Thematik „Kompostierbare Kaffeekapseln“ bisher gesammelt?
- Würden Sie Privatpersonen empfehlen die kompostierbaren Kaffeekapseln im Biomüll zu entsorgen oder sollten sie einer anderen Abfallfraktion zugeführt werden?

Etwas weniger als der Hälfte der Gesprächspartner war mit der Thematik nicht vertraut bzw. konnte keine Auskunft geben. Die andere Hälfte gab konkrete Empfehlungen zur Entsorgung von kompostierbaren Kaffeekapseln ab. Die Ergebnisse dieser Befragung sind in Tab. 1 dargestellt, wobei sich der angegebene prozentuale Anteil auf jene AWV bezieht, die tatsächlich eine Auskunft erteilt haben. Der überwiegende Anteil der AWV empfahl, die kompostierbaren Kaffeekapseln im Restmüll zu entsorgen, ein kleiner Anteil wies auf die Entsorgung in Leichtverpackungen bzw. eigene Sammelsysteme hin. Ein Anteil von 10 % sprach sich für die Entsorgung in Biomüll/Kompost aus, sofern sie eine Zertifizierung nach EN 13432 aufweisen.

Tab. 1: Empfohlene Entsorgungswege der befragten AWV.

Empfohlener Entsorgungsweg	Prozentualer Anteil der AWV [%]
Restmüll	83,4
Biomüll / Kompost	10,0
Leichtverpackungen (Gelbe Tonne, Gelber Sack)	3,3
Eigene Sammlung	3,3

Zusammenfassend lassen sich aus den Erfahrungen der AWV weitere, im nachfolgenden angeführte Erkenntnisse aus den Telefongesprächen ableiten:

- Die durchschnittliche Dauer der Kompostierung beträgt nach Angabe der Befragten ca. 6-8 Wochen. Um eine Zertifizierung nach EN 13432 zu erhalten, muss sich der untersuchte Kunststoff in höchstens 12 Wochen unter bestimmten Bedingungen zu 90 % zersetzt haben. Erfahrungsgemäß können die als kompostierbar eingestuften Kunststoffe nicht in der Praxis üblichen Kompostierdauer umgesetzt werden. Aus diesem Grund werden auch kompostierbare Kunststoffe als Störstoffe wahrgenommen und im Vorfeld direkt ausgesiebt oder auch unter großem Aufwand händisch aussortiert.
- Ebenso wurde angemerkt, dass kompostierbare Kunststoffe sich in einer industriellen Kompostierung gut zersetzen, jedoch nicht in einer landwirtschaftlichen.
- Ein weiterer Punkt ist eine mögliche Verwirrung bei Privatpersonen, die nicht zwischen kompostierbaren und nicht-kompostierbaren Kunststoffen unterscheiden können. Durch die Empfehlung, kompostierbare Kunststoffe im Biomüll zu entsorgen, könnte der Eindruck gewonnen werden, dass Plastik generell im Biomüll entsorgt werden kann und das hätte den Befragten zufolge eine katastrophale Vorbildwirkung.
- Die kompostierbaren Kunststoffe liegen im Biomüll in verschmutztem Zustand vor. Das macht eine Unterscheidung von nicht kompostierbaren Kunststoffen trotz eventuell vorhandener Kennzeichnung fast unmöglich.
- Seitens der Abfallwirtschaftsverbände wird kritisiert, dass der Biomüll nicht als neuer Verpackungsmüll gesehen werden soll, da es dafür bereits eine eigene Abfallfraktion gibt, egal ob kompostierbar oder nicht.
- Kompostierbare Kunststoffe tragen nicht zur Verbesserung der Kompostqualität bei. Auch wird bei steigendem Anteil an kompostierbaren Verpackungen im Biomüll die Kompostierung erschwert.
- Ein weiterer Aspekt, der angesprochen wurde, ist, dass für die Erzeugung von kompostierbaren Kunststoffen in geringen Mengen auch normale, nicht-kompostierbare Kunststoffe eingesetzt werden. Diese können notwendig sein, um den Transport und die Lagerung von kompostierbaren Kunstoffen zu ermöglichen, ohne dass eine vorzeitige Zersetzung einsetzt. Diese verbleiben dann in weiterer Folge als Mikroplastik im Kompost.

3 EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN UND ERGEBNISSE

3.1 Beschreibung der untersuchten Proben

Für die eigenen experimentellen Untersuchungen wurden vier Herstellermarken für „kompostierbare“ Kaffeekapseln ausgewählt, die am österreichischen Markt im Handel leicht erhältlich sind. Die Herstellermarken tragen zur Anonymisierung die Bezeichnungen Marke 1 (M1) bis Marke 4 (M4). Für die Grundcharakterisierung wurden für jede Herstellermarke bzw. Kaffeesorte 10 Kaffeekapseln in ihre Bestandteile (Folie(n), Mantel) zerlegt, von den Kaffeerückständen befreit und die einzelnen Teile wurden verwogen. Hierfür wurden die in Tab. 2 angeführten Ergebnisse erhalten.

Die Schichtdicken der Folien und Mäntel, ermittelt mit Hilfe eines Mikrometers, lagen zwischen 0,05-0,19 mm (Folien) und 0,38-0,70 mm (Mäntel).

Tab. 2: Massen der Kapseln für die einzelnen Kaffeekapselmarken und der jeweilige Anteil von Mantel und Folie an der Kapsel.

Marke	Kaffeesorte	Masse [g]	Anteil Folie(n) an Kapsel [%]	Anteil Mantel an Kapsel [%]
M1	Sorte 1	1,99 ± 0,03	3,0 ± 0,1	97,0 ± 0,1
	Sorte 2	2,20 ± 0,01	2,8 ± 0,1	97,2 ± 0,1
M2	Sorte 1	2,95 ± 0,03	1,4 ± 0,1	98,6 ± 0,1
	Sorte 2	2,92 ± 0,04	1,4 ± 0,1	98,6 ± 0,1
M3	Sorte 1	2,05 ± 0,05	3,5 ± 0,1	96,5 ± 0,1
	Sorte 2	2,24 ± 0,04	3,6 ± 0,1	96,4 ± 0,1
M4	Sorte 1	2,25 ± 0,02	4,1 ± 0,1	95,9 ± 0,1
	Sorte 2	2,14 ± 0,01	3,7 ± 0,1	96,3 ± 0,1
	Sorte 3	2,14 ± 0,01	3,7 ± 0,1	96,3 ± 0,1

3.2 Chemische Charakterisierung der einzelnen Kapselbestandteile

Die einzelnen Kapselbestandteile (Folie(n) und Mantel) wurden chemisch nach folgenden Verfahren charakterisiert: Der Glühverlust wurde nach ÖNORM EN 15935, die Metalle mittels ICP-MS nach ÖNORM EN ISO 17294-2 nach entsprechendem Aufschluss mit HF/Königswasser lt. ÖNORM EN 13656 bestimmt. Der Fluor-Gehalt wurde mittels Ionenchromatographie lt. DIN EN ISO 10304-1 nach kalorimetrischem Aufschluss nach ÖNORM EN 14582 gemessen. Der TC- und TIC-Gehalt wurden lt. ÖNORM EN 13137 bestimmt, der TOC wurde aus der Differenz zwischen TC und TIC berechnet.
Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tab. 3 und Tab. 4 dargestellt, wobei diese den Beurteilungswerten nach EN 13432 (Anhang A) gegenübergestellt wurden. Alle untersuchten Kapselbestandteile hielten die in der Norm angeführten Beurteilungswerte für den Glühverlust sowie die Metalle ein.

Tab. 3: Ergebnisse der chemischen Untersuchungen für Marke 1 und Marke 2.

Parameter	Einheit	Marke 1		Marke 2		Bewertungskriterien lt. EN 13432 (Anhang A)
		Folie	Kapsel	Folie	Kapsel	
Glühverlust (550 °C)	% TS	99,6	89,3	99,6	81,3	> 50
Arsen	mg/kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	5
Blei	mg/kg TS	7,1	< 0,25	1,2	< 0,25	50
Cadmium	mg/kg TS	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	0,5
Chrom	mg/kg TS	6,7	2,6	< 0,50	6,4	50
Fluor	mg/kg TS	< 80	< 70	< 100	< 70	100
Kupfer	mg/kg TS	< 0,50	< 0,50	< 0,50	1,8	50
Molybdän	mg/kg TS	0,75	< 0,25	< 0,25	< 0,25	1,0
Nickel	mg/kg TS	0,82	2,1	< 0,50	4,0	25
Quecksilber	mg/kg TS	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	0,5
Selen	mg/kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	0,75
Zink	mg/kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	150
TC	M.-% TS	44,2	49,67	46,9	48,13	
TIC	M.-% TS	2,3	0,07	15,6	0,03	
TOC	M.-% TS	41,7	49,6	31,3	48,1	

Tab. 4: Ergebnisse der chemischen Untersuchungen für Marke 3 und Marke 4.

Parameter	Einheit	Marke 3			Marke 4		Bewertungskriterien lt. EN 13432 (Anhang A)
		Folie oben	Folie unten	Kapsel	Folie	Kapsel	
Glühverlust (550 °C)	% TS	99,4	94,7	81,3	99,7	89,6	> 50
Arsen	mg/kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	5
Blei	mg/kg TS	< 0,25	2,0	< 0,25	< 0,25	< 0,25	50
Cadmium	mg/kg TS	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	0,5
Chrom	mg/kg TS	0,7	2,2	1,1	0,56	< 0,50	50
Fluor	mg/kg TS	< 80	< 100	72	< 50	66	100
Kupfer	mg/kg TS	< 0,50	2,1	1,9	< 0,50	5,7	50
Molybdän	mg/kg TS	0,31	5,9	< 0,25	0,65	0,49	1,0
Nickel	mg/kg TS	< 0,50	2,4	4,4	< 0,50	11	25
Quecksilber	mg/kg TS	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	0,5
Selen	mg/kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	0,75
Zink	mg/kg TS	< 2,5	19	< 2,5	11	< 2,5	150
TC	M.-% TS	47,95	41,7	47,32	48,1	49,54	
TIC	M.-% TS	0,05	13,9	0,02	2,4	0,04	
TOC	M.-% TS	47,9	27,8	47,3	45,7	49,5	

3.3 Laborprüfung auf biologische Abbaubarkeit

Die Prüfung auf biologische Abbaubarkeit wurde nach folgender Norm durchgeführt: ÖNORM EN ISO 14855-2 – Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung — Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides - Teil 2: Gravimetrische Messung des freigesetzten Kohlenstoffdioxides im Labormaßstab (Ausgabe: 2018-12-15).
Hierfür wurde das Inokulum (gut belüfteter Kompost aus einer typischen österreichischen aeroben Kompostieranlage, < 3 mm abgesiebt und störstoffbefreit) in ein Kompostiergefäß (Volumen: 500 ml) eingebracht, der Wassergehalt auf 65 % eingestellt und für 24 h bei Raumtemperatur stehen gelassen. Danach wurde das Inokulum mit Seesand gemischt und anschließend ca. 8,5 g der in etwa 1-2 cm vorzerkleinerten Kapselproben (ohne Kaffee) zugegeben. Die Kompostiergefäße wurden bei (58 ± 2) °C in ein Wasserbad gestellt und es wurde eine dauerhafte Begasung mit Luft sichergestellt (10-30 ml/min). Die Masse des mit Natronkalk und Natron-Talkum gefüllten Absorptionsröhrchens wurde über die gesamte Versuchsdauer mindestens einmal pro Woche verwogen und das Absorptionsmaterial gegen neues getauscht. Das Prüfgemisch im Kompostiergefäß wurde mindestens einmal pro Woche (zumeist zweimal) durchmischt und der Wasserverlust durch Zugabe von Wasser ausgeglichen. Die Prüfung wurde nach 94 Tagen (13 Wochen und 3 Tagen) beendet, der Prüfinhalt des Kompostiergefäßes entleert, getrocknet und fotografisch dokumentiert. Der Abbaugrad wurde unter den in der Norm angegebenen Formeln berechnet. Eine Plateauphase wurde nicht beobachtet. Die Kriterien für die Gültigkeit der Prüfung wurden erreicht (Abbaugrad der Referenzsubstanz, Kohlstoffdioxid des Inokulum). Die Prüfanordnung entsprach der in Anhang A (A.1) angeführten Versuchsapparatur. Vor dem Kompostiergefäß wurde die Druckluft über eine Falle von Kohlenstoffdioxid befreit, danach folgte ein Blasenzähler und eine Gaswaschflasche zur ausreichenden Befeuchtung der Luft. Nach dem Kompostiergefäß folgte eine Gaswaschflasche zum Entfernen von Ammoniak, Schwefelwasserstoff und flüchtigen organischen Säuren sowie Wasser und die Absorptionsfallen für das Kohlenstoffdioxid. Zusätzlich zur Blindprobe (nur Inokulum und Seesand) wurde auch eine Kontrollprobe (Cellulose) mitgemessen. Die Ergebnisse für den prozentualen Bioabbau sind in Tab. 5 dargestellt. Die eingebauten Kapseln wurden vor und nach dem Einbau fotografiert. Diese Fotodokumentation ist in Abb. 1 zu finden. Dabei ist

deutlich zu sehen, dass das Kriterium für die Desintegration laut EN 13432 (max. 10 % des ursprünglichen Trockengewichts darf > 2 mm nach höchstens 12 Wochen sein) nicht eingehalten wurde. Der berechnete prozentuale Bioabbau beträgt für alle untersuchten Marken < 5 %. Abb. 1 zeigt deutlich, dass die Kapseln während der forcierten Kompostierung zwar zerfallen sind, allerdings beträgt der Massenanteil > 2 mm deutlich mehr als 10 % (s. Tab. 5). Die Oberfläche des Kapselmaterials wurde durch die Kompostierung angegriffen, das war sowohl haptisch als auch optisch (s. Detailfotos in Abb. 2) deutlich zu erkennen. Die dünneren Folien der Kapseln waren nach dem Ausbau optisch nicht mehr zu erkennen. Daher ist davon auszugehen, dass diese tatsächlich vollständig abgebaut wurden. Die Wandstärken der Kapselmäntel waren hingegen offensichtlich zu dick, um einen angemessenen Abbau in einem Zeitraum von 13 Wochen zu erreichen. Das Material war im Zuge der Kompostierung spröde geworden und führte beim Reinigen der Teilchen mit deionisiertem Wasser teilweise dazu, dass diese durch die mechanische Einwirkung brachen. Nichtsdestotrotz waren neben dieser unabsichtlich herbeigeführten Zerkleinerung durchaus feststellbar, dass die Kapselteile nach der Kompostierung deutlich kleiner waren als vor dem Einbau. Diese Desintegration entsprach jedoch keinesfalls den lt. EN 13432 vorgesehenen Anforderungen.



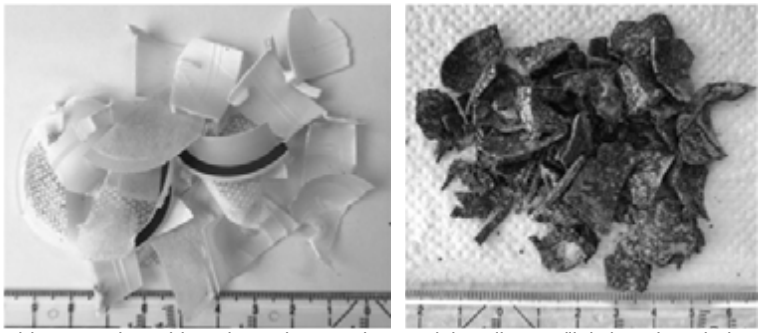


Abb. 1: Marke 1 bis 4 (von oben nach unten) jeweils vor (links) und nach (rechts) dem Kompostierungsversuch.

Tab. 5: Ergebnisse für den erreichten prozentualen Bioabbau für die untersuchten Kapseln.

Marke	Tage	Prozentualer Bioabbau [%]	Massenanteil > 2 mm nach Kompostierversuch [%]
M1	94	< 5	92
M2	94	< 5	91
M3	94	< 5	93
M4	94	< 5	97



Abb. 2: Detailaufnahme von Marke 2 nach dem Kompostierungsversuch.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse der durchgeführten experimentellen Untersuchungen bestätigten die bereits in der Literatur beschriebenen Erfahrungen mit „biologisch abbaubaren“ Kaffeekapseln. In Kapitel 3.3 wurde deutlich, dass die Anforderungen der EN 13432 bei keinem der vier untersuchten Produktmarken eingehalten werden konnten und es ist nicht davon auszugehen, dass die Abbaubarkeit in der Praxis (Heim- oder industrielle Kompostierung) ausreichend gegeben wäre.

Die in diesem Beitrag untersuchten Kapseln waren allesamt mit einem entsprechenden Zertifizierungslogo für biologische Abbaubarkeit nach EN 13432 versehen. In Anbetracht der bisherigen Erfahrungen mit der Kompostierbarkeit von Kaffeekapseln ist doch zu hinterfragen, nach welchen Kriterien die Zertifizierungsstellen diese Logos vergeben. Ein Aspekt ist hierbei sicherlich, dass in der Praxis Aussagen zur bio-

logischen Abbaubarkeit häufig nicht auf Basis von experimentellen Untersuchungen an dem konkreten Produkt vorgenommen werden. Vielfach werden – wenn die Hauptkunststoffkomponente bekannt ist – nur Literaturdaten (insbesondere für das Produkt als solches, d.h. ohne irgendwelchen Stoffen) verwendet, die jedoch aufgrund unterschiedlicher Verarbeitung (u.a. Zusatzstoffe) sowie auch unterschiedlicher Schichtdicken und Formen nicht immer auf ein neu zu bewertendes, finales Produkt übertragen werden können. Hinzu kommt außerdem, dass die Norm EN 13432 eine Reihe von Prüfverfahren für die Laborprüfungen auf biologische Abbaubarkeit zulässt. Einflussfaktoren sind hierbei vor allem die Prüfbedingungen (u.a. Herkunft und Konzentration der Mikroorganismen des Inokulum, physikalische und chemische Eigenschaften der Prüfsubstanz bzw. der Testsysteme sowie die Bioverfügbarkeit der Prüfsubstanz, die Prüfbedingungen). Ein „Referenzverfahren“ gibt es daher nicht, worunter auch die Reproduzierbarkeit von Untersuchungsergebnissen massiv leidet (CEN 2010).

Im Zuge von telefonischen Interviews mit den österreichischen Abfallwirtschaftsverbänden (s. Abschnitt 2) wurde von den Befragten in letzter Zeit ein erhöhtes Interesse auch bei Privatpersonen zur Thematik „Kompostierbare Kaffeekapseln“ festgestellt. Konsumenten, die in gutem Glauben Kapseln dieser Art erworben haben und bei der Entsorgung feststellen müssen, dass diese doch nicht im Biomüll entsorgt werden sollen, sind zu Recht enttäuscht. Für Privatpersonen ist es nicht nachvollziehbar, warum der vermeintlich umweltschonende Entsorgungsweg technisch nicht umsetzbar ist. Dies wirft wiederum ein schlechtes Licht auf die Entsorger bzw. Kompostierer – und das völlig zu Unrecht.

Der Weg in Richtung biologisch abbaubare Kunststoffe mag in manchen Bereichen und für manche Produkte durchaus sinnvoll sein. Das gilt jedoch nicht für das Produkt Kaffeekapsel nach dem derzeitigen Stand der Erkenntnisse und Erfahrungen.

LITERATUR

ASI (Austrian Standards International) (2018) ÖNORM EN ISO 14855-2 – Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung – Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides – Teil 2: Gravimetrische Messung des freigesetzten Kohlenstoffdioxides im Labormaßstab.

CEN (Europäisches Komitee für Normung) (2010) ONR CEN ISO/TR 15462 Wasserbeschaffenheit – Auswahl von Prüfverfahren für die biologische Abbaubarkeit. Ausgabedatum: 2010-03-01.

Rameder, A. (2018) Untersuchung der Kompostierbarkeit von Kaffeekapseln aus biologisch abbaubaren Werkstoffen mittels FTIR-Spektroskopie. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, November 2018.

Sha, A. A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008) Biological degradation of plastics: A comprehensive review. Biotechnology Advances 26, S. 246-265.

Shrestha, A., van-Eerten Jansen, M.C.A.A., Acharya, B. (2020) Biodegradation of Bioplastic Using Anaerobic Digestion at Retention Time as per Industrial Biogas Plant and International Norms. Sustainability, 12, 4231; doi:10.3390/su12104231.

Van den Oever, M., Molenveld, K., van der Zee, M., Bos, H. (2017) Bio-based and biodegradable plastics – Facts and Figures. Focus on food packaging in the Netzerlands. Wageningen Food & Biobased Research, Report 1722, http://dx.doi.org/10.18174/408350.

Van der Zee, M. & Molenveld, K. (2020) The fate of (compostable) plastic products in a full scale industrial organic waste treatment facility. Wageningen Food & Biobased ResearchReport 2020, ISBN 978-94-6395-310-8.

PlasticFreeDanube: Composition of macro-plastic waste in and along the Danube River

J. Mayerhofer, S. Lenz & G. Obersteiner
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

ABSTRACT: The demand for plastics is still unbroken worldwide. The material can be found in almost all areas of our life. Increasing production figures are accompanied by a growing input of plastics into the environment. Plastic waste is on everyone's lips these days, especially concerning the pollution of the oceans. Rivers are recognised as the main pathways for marine pollution (e.g. Great Pacific Garbage Patch). However, the sources and origins of plastic waste, as well as transport routes and environmental impacts in fluvial systems, are largely unknown. This is not least due to the lack of standardized monitoring methods. The aim of the project "PlasticFreeDanube" is to establish a sound knowledge base on the occurrence and composition of macro plastic waste in and along the Danube. In addition, the analysis of transport behaviour and environmental influences is in focus. The following article deals with the development of methods for standardised sampling and sorting of plastic waste in river systems as well as the results of previous sorting analyses in the project area of the Donau-Auen National Park.

1 INTRODUCTION

Plastic is considered as the material of the 20th and 21st centuries, and its universal technical properties have made it an important material in almost all areas of our lives. Global plastics production currently amounts to almost 350 million tonnes and has increased by more than 200 % over the last 50 years (PlasticsEurope 2018). At the same time, plastic waste has become a global environmental problem that particularly affects marine ecosystems.

Worldwide estimates of plastic waste discharged into the oceans via rivers vary widely in the literature. The stated annual input quantities range from 0.4 to 12.7 million tonnes or 2-10 % of the worldwide annual production volume (Vannela 2012, Jambeck et al. 2015, Lebreton et al. 2017, Schmidt et al. 2017). Nevertheless, it is widely assumed that about 80 % of marine litter originates from land-based sources. Rivers are regarded as one of the main sources of pollution (GESAMP 1990, Jambeck et al. 2015). However, sources and pathways, as well as the environmental risks in rivers and the fluvial environment, are largely unexplained. Most of the currently available studies address micro-plastics (≤ 5 mm). Furthermore, previous studies on the occurrence and origin of plastic waste in rivers use different methods for sampling, measurement and sorting. Therefore, they are usually not comparable. However, reliable estimates are essential to developing measures to reduce plastic pollution and to make successes measurable and visible. For this reason, the cross-border project *"PlasticFreeDanube"* (PFD), which is co-financed by the European Regional Development Fund within the framework of Interreg Slovakia-Austria, aims to gain new knowledge on this topic for the Danube. Characterised by the largest cross-border European river basin, the Danube is an optimal project area. As the main artery, the Danube influences the Black Seas in a direct and significant way. Lechner et al (2014) estimate the annual quantity of plastic waste entering the Black Sea via the Danube

at 1,530 tons (with a stronger focus on micro-plastics). Information on the amount and composition of macro plastic (> 5 mm) is still missing.

2 PROJECT AREA AND OBJECTIVES

The investigation area encompasses the Danube basin and its adjacent riparian area which is affected by a 30 years flood (HQ30). The river section extends over almost 100 river kilometres from the conurbation of Vienna and Bratislava down to the Slovak hydropower plant (HPP) Gabčíkovo (HPP Freudenau 1,921 to HPP Gabčíkovo 1,823).
With a flow-length of approx. 36 km more than 9,600 hectares, the Donau-Auen National Park (Fig. 1) represents the last remaining major wetland environment in Central Europe. The free-flowing Danube differs greatly from the other river sections in Austria. Decisive for this is the dynamic rise and fall of the water level. Sometimes the difference exceeds more than seven metres, so this change encourages a constant reformation and recreation of the wetland landscape (NPDA, 2011).

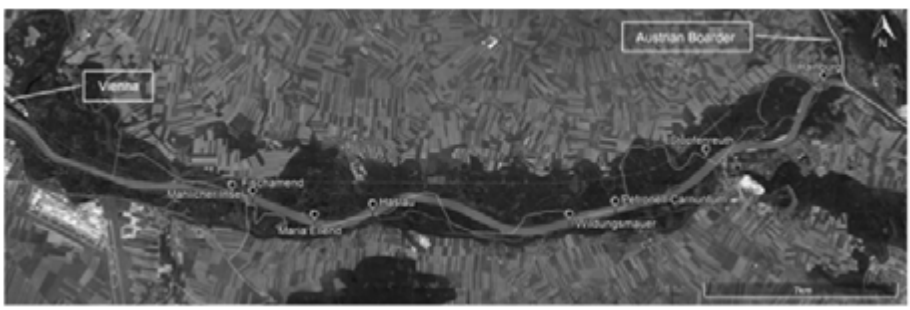


Fig. 1: Map of Donau-Auen National Park with marked sampling zones.

It is known from previous volunteer collections in the National Park that the amount of plastics along the river varies greatly. In some sections of the National Park, selective accumulation hotspots can be observed. Within a few square metres, plastic deposits are more common here, while no plastic waste can be found in the surrounding or adjacent areas. In addition, areas that are easily accessible for the collection teams are usually cleared of the plastic debris. This, however, leads to a falsification of the results internationally, as no statements can be made about the actual plastic accumulation along a river due to the different spatial conditions.
The aim of the *PlasticFreeDanube* project is therefore to use standardised sampling and sorting protocols to enable a comparison of results in terms of plastic volume and composition along rivers. In addition, the current composition of plastics in the project area is to be analysed in order to develop appropriate avoidance strategies.

3 METHODOLOGY

Within the framework of a comprehensive literature search, existing guidelines, recommendations, catalogues and reports on the monitoring of (marine) plastic pollution were evaluated. The obtained findings were incorporated into the development process of a sampling and sorting protocol suitable for the issue at hand. The following requirements were taken into account:

- In order to ensure long-term monitoring, the implementation of collection and sorting by laypersons (within the framework of voluntary collections) must be ensured.

- The results of the sorting should provide information about the origin of the plastics in order to be able to take appropriate prevention measures.
- With the help of the sampling protocol, it is possible to estimate the potential probability of plastic waste, so that results from different locations can be compared, depending on e.g. bank structure, hinterland and size of the collection area.

The developed collection and sorting protocols were subsequently tested for practicability with the help of volunteer collections and adapted based on the findings. The result of this implementation process is a standardised sampling and sorting protocol for plastic waste in and along river systems.
In addition, the composition of plastic waste in the area of the Donau-Auen National Park was investigated in detail.

3.1 Sampling

Different approaches were chosen to determine the origin of plastic waste and its approximate quantity in and along the Danube. On the one hand, collected plastic waste from collection campaigns by volunteers was used to obtain information on the composition of the waste. On the other hand, standardised sampling methods (both in the riparian zone and in the hinterland of the floodplain) were developed to collect, weigh, count and assign plastics to a certain size class at regular intervals in order to obtain information on the transport behaviour of plastics in the river system.
In this article, only the results of the volunteer collection campaigns are discussed.

On the Austrian side, the project partner Donau-Auen National Park (NPDA) is the main organizer of plastic waste collection with volunteers (school classes, companies, associations, etc.). Usually, the participants collect all waste in different sections or areas depending on group size, average age, weather conditions and vegetation. In most cases, the volunteers separated plastic waste from other (residual) waste. The eight main collection zones (Fig. 1) were selected on the basis of longstanding observations and experience of the NPDA rangers, as larger plastic waste deposits regularly occur here.
The collection campaigns represent a full survey in the sampled areas. Depending on the group size and the available time, the collection teams usually clean a "defined" length (up to several hundred meters) next to the river. This includes the direct bankside area (50-100 m).

3.2 Sorting Analyses

With regard to the monitoring of anthropogenic marine pollution, a large number of waste classifications already exist (Cheshire et al. 2009, OSPAR 2010, van der Wal et al. 2015). These served as a starting point for a comparison of the existing catalogues and the plastic fractions defined therein. In order to determine the input paths of plastics and to develop and evaluate avoidance measures, it is necessary to classify plastic waste.
Usually, the plastic items are assigned to the respective fractions (Tab. 1) purely visually “with the naked eye” during sorting analyses, following the general aim of the project to create a method that can be easily applied by volunteers. In the case of foamed plastics (e.g. expanded polystyrene items), in addition to the optical allocation by means of certain characteristics (grain size, colouration, etc.), the analytical method of X-ray fluorescence spectroscopy (XRF) was also used. The original purpose of the foam parts can often not be identified because they are heavily weathered. The XRF detects flame-retardants by determination of the bromine concentration. Thus, a distinction can be made between packaging (no bromine) and insulation materials.

4 RESULTS

4.1 Sorting Protocol

A pre-test (first sorting) of plastic waste from the Donau-Auen National Park initially provided a rough overview of the material composition of the existing plastic items. On that basis, similar (product) groups or categories of pre-sorting and the reviewed protocols were combined, simplified and standardised to establish a preliminary categorisation of plastic waste in running waters. Due to the project-specific question of the origin of plastic pollution, a functional classification was chosen in order to be able to assign the respective fractions to the emitting sector or source in the best possible way. Plastic items or categories that indicate an increased environmental hazard potential due to their chemical composition, added additives or physical structure were additionally classified at material level.

Tab. 1: PlasticFreeDanube Master List - Classification and subdivision of plastic waste.

Main-group	Sub-group	No.	Category	Sub-Category
Packaging	Drink bottles	1	PET drink bottles and caps	
	Food packaging	2	Food packaging	Flexible packaging Hard plastic containers Liquid packaging boards Composite packaging Foamed food containers
	Other non-food packaging	3	Cosmetic bottles and containers	
		4	Cleaner bottles and containers	
		5	Single-use tableware	
		6	Shopping bags	
		7	Building and construction packaging	
		8	Packaging films and sheets	
		9	Other plastic packaging	
Foamed	Foamed plastic	10	Foamed packaging / insulation / undefinable foamed plastic items	
Non-packaging	Household / toys / sport / leisure	11	Toys, sport and leisure article	
		12	Streetwear	
		13	Fishing gear	
		14	Cigarettes incl. packages	
		15	Lighters	
		16	Housewares/ household like items	
	Sanitary and medical article	17	Sanitary waste	Feminine hygiene articles Wet wipe/cleaning tissue Cotton buds Other sanitary waste
		18	Medical and pharmaceutical waste	
	Other non-packaging items	19	Ropes and strings	
		20	Tapes	
		21	Shipping items	
		22	Car parts	
	Construction waste	23	Building and construction waste	
Others	Other plastic items	24	Unidentifiable plastic items	

Currently, 24 categories are defined. In the course of the sorting analyses, the classification is checked for traceability and plausibility regularly and adjusted if necessary. The selected categories can also be determined by laypersons without special knowledge in order to compare the plastic composition and quantities of their collected waste. Recommendations, as well as details on the correct handling of the sorting protocol, are recorded in a handbook.

4.2 Composition of Plastic Waste

In the first year (autumn 2017 - autumn 2018), around 940 kg of pure plastic waste was removed from the main collection zones of the Donau-Auen National Park and then sorted. Each volunteer collected 0.5 to 2 kg of plastic per hour. So far, about 1.86 tons of pure plastic waste get rid of the area of the national park in the course of the volunteer collection besides other waste. Tab. 2 gives an overview of the collection activities to date.

Tab. 2: Volunteer collection campaigns in Donau-Auen National Park within the PFD-project.

Year	Events	Partic-ipants	Σ River-km	Σ Bag-Vol. [hl]	Σ Plastic [kg]	Σ Other waste [kg]	Σ [1]Water, sludge [kg]
2017	8	80	5.9	118.3	314.6	258.5	83.0
2018	9	220	22.1	139.2	625.7	512.7	219.0
2019	13	353	16.4	223.8	[2]893.4	[2]695.3	-
2020	1	9	2	7	25.3	17.1	21.4

[1] "Natural" contamination, such as mud, sand, leaves, etc. and water residues
[2] Note: quantities extrapolated over bag volume, no sorting and weighing performed

The subsequent sorting analyses provided initial information on the composition of this plastic waste. The diagram below (Fig. 2) shows the results of 13 samples taken by volunteers during collection campaigns. For better illustration, the individual categories were summarized into subgroups. For the definition of the subgroups, the common classification of the waste generation of the plastics industry was used (PlasticsEurope 2018). Additionally, categories were identified which have a disproportionate impact in terms of their mass and volume occurrence (e.g. beverage bottles or foamed plastics).

The results of the sorting analyses (Fig. 2) show that beverage bottles (PET bottles) and foamed plastics are the two largest fractions in terms of volume but also account for more than 30 percent by weight in more than half of the samples. In 7 of the 13 samples PET bottles represent the largest category, in the others, they belong at least to the top 3. Foamed plastics also belong to the top 4 within 10 samples. Current ongoing tests for a more precise differentiation of foams (XRF measurements) indicate that the majority of foamed plastics are attributable to insulating panels.
Besides domestic plastic waste as well as sports and leisure items (around 20 %), the subgroup of "Other Plastic Items", mostly non-identifiable or unidentifiable fragments, has a significant share with an average of 10 %. The "other non-packaging plastics" are subject to large fluctuations in some cases, depending on whether, for example, heavier shipping waste such as fenders, buoys, etc. has been found. In total, almost half of the collected plastics could be assigned to the main group of packaging (the share of foamed plastics is not yet considered).
With regard to site and collection area, no correlations could be established for the time being. The waste composition is also not subject to seasonal fluctuations (collection autumn/early winter vs. spring/early summer), only the category "Sport and Leisure" is on average six percentage points higher in summer, which is due to an increased use of these items in the summer months.

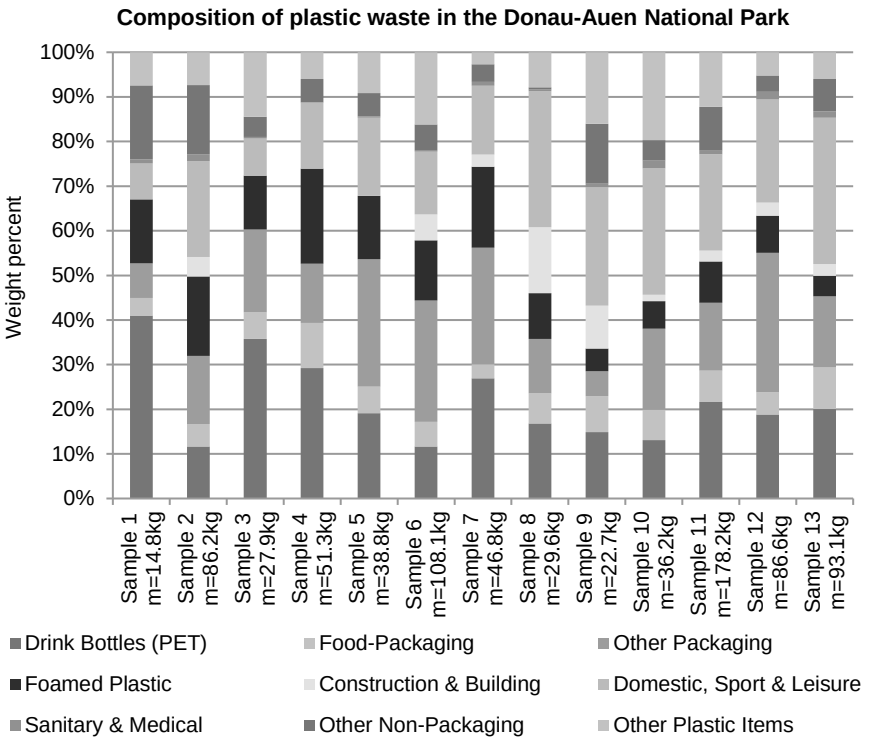


Fig. 2: Macro-plastic waste composition of volunteer's collection campaigns in the Donau-Auen National Park.

5 DISCUSSION AND CONCLUSION

One aim of the PFD-project is to determine the origin of the plastics. The analyses have shown that the collected plastics are not deposited directly in the area of the Donau-Auen National Park. They rather washed up on the riverbanks as flotsam from river-borne pollution sources. It is not possible to assign the actual origin of the plastics, e.g. to direct littering (drop rubbish carelessly on the ground in a public place or in nature) or indirect littering. The latter means that unprotected objects are carried away e.g. by the wind or wildlife, like crows picking originally properly disposed waste out of the waste bins. Nevertheless, a large proportion of plastics can be assigned to the private sector. Around 50 percent of plastics are different types of packaging, and again more than half of these are food packaging, which suggests direct littering at picnics, barbecues, etc. or improper disposal.

Analyses have shown that an increased number of waste containers does not necessarily lead to an improvement in the situation. Although a study by Van der Meer et al. (2018) shows that the three most frequently mentioned anti-littering measures, which were considered "very suitable" by the population, are "more waste containers", "highly visible placement of waste containers" and "frequent emptying of waste containers". Van der Meer et al (2018) show, however, that despite a short distance of two to ten metres to a waste bin, there is increased littering. The argument often cited in the literature that there are no disposal options is thus invalidated. Many experts

regard environmental education as the measure with the highest potential to counteract the littering problem (FUWA 2013, Neubert 2007).

Breitbarth's (2017) sorting catalogue of macro plastic waste in German rivers, which has a similar structure but a classification that is not too detailed, is certainly suitable for a comparison of the results from the Donau-Auen National Park. The findings show the significant influence of a deposit system on the littering of plastic beverage bottles. For example, the share of deposit-free drink bottles in the Saale is 0.8 percent by weight and 0.2 percent by weight per article, with 90 % of all bottles found being deposit-free. Measurements in the rivers Fulda, Rhine and Haune showed similar results (Breitbarth 2017). Conversely, in the Austrian project area of the Donau-Auen National Park PET beverage bottles account for the largest share in almost all samples (mass 12 % to 40 %, but also volume). According to Breitbart, the existing deposit system in Germany can already be regarded as an effective measure to prevent littering of drink bottles.
Due to the results of the sorting analyses as well as the long-term experience of the National Park rangers, the following preliminary conclusions can be derive: (i) the bulk of the collected macro plastic waste in the NPDA can be attributed to direct or indirect litter and (ii) the majority of the waste - coming as flotsam from Vienna - is discharged from the Danube into the inshore and surrounding area. Visitors leave almost no waste in the recreation area, regular surveillance in the National Park have shown. Targeted sensitisation measures in recent years, such as the reduction of existing waste containers along popular paths and recreational or leisure areas, have led to a significant reduction in the volume of waste. Visitors have been successfully sensitised to take their waste with them.
As already mentioned, measures such as the introduction of a deposit on single-use drink bottles could have a positive effect on the occurrence of litter and waste. A discussion is currently taking place in Austria in connection with the EU Single-Use Plastic Directive (SUP Directive): According to this directive, 77 percent of plastic beverage bottles have to be collected by 2025, by 2029 even 90 percent (European Commission 2019). In Austria, the current rate of separate collection is about 70 % (Hauer et al. 2020). A study commissioned by the Austrian Federal Ministry of Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology (BMK), which cites possible ways of implementing the SUP Directive, shows that Austria will difficultly achieve the 90 % collection rate without introducing a deposit on single-use beverage bottles (Hauer et al. 2020).
The general increase in the EU recycling quotas for plastics within the framework of the European Circular Economy Package provides hopes for the future that the situation of plastic pollution will improve and that less plastic waste will end up in rivers.

REFERENCES

Breitbarth, M. (2017) Abfälle in deutschen Fließgewässern - Eintrags- und Austragspfade, Zusammensetzung, Aufkommen und Vermeidungsmaßnahmen. Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Band 22.

Cheshire, A., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Westphalen, G. (2009) UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter.

European Commission. (2019) Circular Economy: Commission welcomes European Parliament adoption of new rules on single–use plastics to reduce marine litter. Verfügbar in: http://europa.eu/rapid/press-release_STATEMENT-19-1873_en.htm.

FUWA. (2013) Handbuch zur Durchführung von Awarenesskampagnen im Bereich Abfallvermeidung, Abfalltrennung und Littering. Wien: Future of Waste (FUWA).

Hauer, W., Merstallinger, M., Beigl, P., Allesch, A., Happenhofer, A., Huber-Humer, M., Obersteiner, G., Wellacher, M. (2020) Möglichkeiten zur Umsetzung der EU-Vorgaben betreffend Getränkegebinde, Pfandsystem und Mehrweg. Studie im Auftrag des des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK).

IMO, FAO, UNESCO, WMO, WHO, IAEA, GESAMP. (1990) The state of the marine environment. (Vol. No. 39, pp. 111). London.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Law, K. L. (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347. doi:10.1126/science.1260352.

Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017) River plastic emissions to the world's oceans. Nature Communications, 8. doi:10.1038/ncomms15611.

Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Schludermann, E. (2014) The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. Environmental Pollution, 188, 177-181. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.006.

Neubert, K., 2007 Ethik in der Abfallwirtschaft – ethische und psychologische Ansätze zur Lösung des Littering-Problems. Herrsching: Bayrisches Landesamt für Umwelt – Abteilung Abfallwirtschaft.

NPDA. (2011) THE DONAU-AUEN NATIONAL PARK. Verfügbar in: https://www.donau-auen.at/der-National Park/

OSPAR. (2010). Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area (Vol. 1). London: OSPAR Commission.

PlasticsEurope. (2018) Plastics - The facts 2018: An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels – Belgium.

Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017) Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. Environmental Science & Technology, 51(21), 12246-12253. doi:10.1021/acs.est.7b02368

Van der Meer, E.; Beyer, R. und Gerlach, R., 2018. Wahrnehmung von Sauberkeit und Ursachen von Littering. Berlin: Verband kommunaler Unternehmen e.V.

van der Wal, M., van der Meulen, M., Tweehuijsen, G., Peterlin, M., Palatinus, A., Kovac Virsek, M., Krzan, A. (2015) Final Report on Identification and Assessment of Riverine Input of (Marine) Litter. Bristol – United.

Vannela, R. (2012) Are We “Digging Our Own Grave” Under the Oceans? Biosphere-Level Effects and Global Policy Challenge from Plastic(s) in Oceans. Environmental Science & Technology, 46, 7932–7933. doi:dx.doi.org/10.1021/es302584e.

Vertiefende Ursachenermittlung zu Brandereignissen in der österreichischen Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft

T. Nigl, T. Bäck & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die österreichische Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft (AbER) steht in den letzten Jahren vor der zunehmend größer werdenden Herausforderung rasant steigender Brandstatistiken. In diesem Beitrag werden 559 Brandereignisse aus österreichischen AbER-Unternehmen der letzten zwölf Jahre (2007–2019) untersucht. Diese vertiefende Ursachenermittlung bestätigte wesentliche Risikobereiche in Lagerungsbereichen und Zerkleinerungsaggregaten und identifizierte darüber hinaus weitere spezifische Brandcharakteristika. Die durchgeführte Bewertung öffentlich verfügbarer Datensätze durch betriebsinterne Vergleichsdatensätze konnte die Richtigkeit der erhobenen Daten zu Brandereignissen in hohem Maße bestätigen und sowohl Datenqualität und Aussagekraft absichern.

1 EINLEITUNG

Die österreichische Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft steht in den letzten Jahren vor der zunehmend größer werdenden Herausforderung rasant steigender Brandstatistiken. Diese Entwicklung ist jedoch kein rein nationales Phänomen – quer durch Europa und Nordamerika werden über steigende Brandzahlen bzw. Veränderung im Brandverhalten in abfallwirtschaftlichen Betriebsanlagen berichtet. Insbesondere in Ländern wie Österreich und Deutschland, welche sich durch eine hohe Aufbereitungstiefe von Abfällen auszeichnen, sind die Fallzahlen auf hohem Niveau und weiter steigend.
Gleichzeitig gibt es in der Branche große Bestrebungen und teils enorme Investitionen, um dieser fatalen Entwicklung entgegenzuwirken. So konnte einerseits durch die wissenschaftliche Erfassung und Auswertung von Brandereignissen (u.a. Fogelman 2018, Nigl et al. 2019, Nigl & Pomberger 2020) das Bewusstsein in Unternehmen, Interessensvertretungen und Bevölkerung erhöht werden. Andererseits wurden beispielsweise in Österreich neue brandschutztechnische Leitlinien entworfen (VOEB & VVS 2019), um den Stand der Technik im Brandschutz und Mindestanforderungen für die brandschutztechnische Umsetzung zu definieren.

Dieser Beitrag setzt die von Nigl et al. (2019) begonnene systematische Erhebung von Brandereignissen in der österreichischen Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft (AbER) fort. Das mittelfristige Ziel ist, ein permanentes Monitoring für Brandereignisse aus AbER-Unternehmen und somit eine evidenzbasierte Entscheidungsgrundlage für künftige Brandschutzmaßnahmen aufzubauen. Die Datengrundlage soll dabei langfristig Basis eines kontinuierlichen Verbesserungsprozesses sein und gleichzeitig die Maßnahmen und deren Wirksamkeit evaluieren.
Die Ziele der Arbeit sind einerseits die Überprüfung der aus öffentlich verfügbaren Quellen erhobenen Daten auf Richtigkeit bzw. Plausibilität (qualitative Verbesserung der bestehenden Datenlage); andererseits die Erhebung weiterer Brandereignisse und damit eine quantitative Verbesserung der bestehenden Datenlage.

2 METHODIK

Die Vorgehensweise dieser (zweiten) Erhebungsphase zu Brandereignissen im Erhebungszeitraum 2 (EZ 2: 11/2017–10/2019), welche aus öffentlich verfügbaren Informationen erhoben wurden, basierte großteils auf der Methodik der Vorstudie (EZ 1: 11/2007–10/2017; Nigl et al. 2019). Im Folgenden werden die methodischen Erweiterungen beschrieben.

2.1 Erhebung und Untersuchung von Brandereignissen öffentlich verfügbarer Quellen

Im Zuge der Erhebung wurden die öffentlich verfügbaren Daten (*ÖV*) zu jedem einzelnen Brandereignis mit den betriebsinternen Daten (*BI*) abgeglichen bzw. in einem weiteren Datensatz zusammengeführt (*ÖV+BI*).

2.2 Erhebung und Untersuchung von Brandereignissen betriebsinterner Quellen

In einer dritten Erhebungsphase für den gesamten Zeitraum EZ 1 und EZ 2 (2007–2019) wurden die betroffenen Unternehmen, welchen Brandereignisse konkret zugeordnet werden konnten, kontaktiert und um zu innerbetrieblichen Informationen zu den Brandereignissen gebeten.
Um einen möglichst unverfälschten und vollständigen Vergleich der Datensätze gewährleisten zu können, wurde die übermittelten Referenzdaten auf ein Minimum beschränkt. Dieses enthielt das Datum, den Ort und das zugeordnete Unternehmen. Dadurch wurde einerseits die richtige Datierung, anderseits die richtige Zuordnung überprüft. Die weiteren abgefragten Parameter (Variablen) waren:

- Uhrzeiten (Brandmeldung bzw. Brandaus),
- (betroffene/s) Anlage/Aggregat,
- (betroffene) Abfallfraktion/Abfallart,
- Brandursache,
- Schadensausmaß und
- Anzahl der Verletzten.

2.3 Evaluierung der Erhebungsqualität durch betriebsinterne Daten

Der Vergleich öffentlich verfügbarer und betriebsinterner Datensätze zu Bewertung der Datenqualität von EZ 1 und 2 basierte auf der in Tab. 1 genannten Bewertungskategorien.

Tab. 1: Bewertungskategorien der Evaluierung.

Bewertungskategorie	Beschreibung
richtig	volle Übereinstimmung gegeben, kein Bedeutungswandel in der Terminologie
eher richtig	Übereinstimmung gegeben, geringer Bedeutungswandel in der Terminologie (ohne Auswirkungen auf Auswertung und Ergebnis)
eher falsch	kaum Übereinstimmung, großer Bedeutungswandel in der Terminologie (mit geringen Auswirkungen auf Auswertung und Ergebnis)
falsch	(absolut) keine Übereinstimmung gegeben

Diese Differenzierung wurde gewählt, da eine einfache binäre Beurteilung mit *richtig* und *falsch* den teils enormen terminologischen Unterschieden, die es einerseits in der Branche als auch in der medialen Berichterstattung gibt, nicht gerecht würde (vgl. Nigl et al. 2019). Die dadurch gewonnenen Daten wurden anonymisiert auf Unternehmensebene und gesamtheitlich prozentuell ausgewertet und mit den vorab definierten Zielwerten verglichen. Letztere waren:

- Unternehmensbetrachtung: *richtig* ≥ 65%, *richtig* + *eher richtig* ≥ 75% und
- Gesamtbetrachtung: *richtig* ≥ 70%, *richtig* + *eher richtig* ≥ 80%.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Insgesamt konnte durch die beiden neuen Erhebungsphasen die Anzahl der erhobenen Brandereignisse im gesamten Betrachtungszeitraum von Anfang November 2007 bis Ende Oktober 2019 auf 559 Fälle erhöht werden.

3.1 Auswertung von Brandereignissen

Die folgende Datenauswertung beinhaltet die Brandereignisse (BE) von allen drei Erhebungsphasen und zwar in den folgenden drei Kombinationen:

- BE basierend auf Daten öffentlich verfügbarer Quellen (*ÖV*, n=358),
- BE basierend auf Daten betriebsinterner Quellen (*BI_neu*, n=101) und
- BE basierend auf Daten öffentlich verfügbarer und betriebsinterner Quellen (*ÖV*+*BI*, n=100).

Die zeitliche Verteilung der Brandereignisse zeigt, dass diese nach wie vor stark ansteigen (Abb. 1), obwohl es in der Branche seit Jahren erhebliche brandschutztechnische Investitionen gibt. Die hohen Zuwächse sind zum Teil aber auch der Erhebung betrieblicher Daten geschuldet, welche in den seltensten Fällen bis an den Beginn des EZ 1 zurück reichen. Der ungebremste Anstieg macht aber auch deutlich, dass durch bisher ergriffene Maßnahmen noch keine Trendumkehr erwirkt werden konnte.

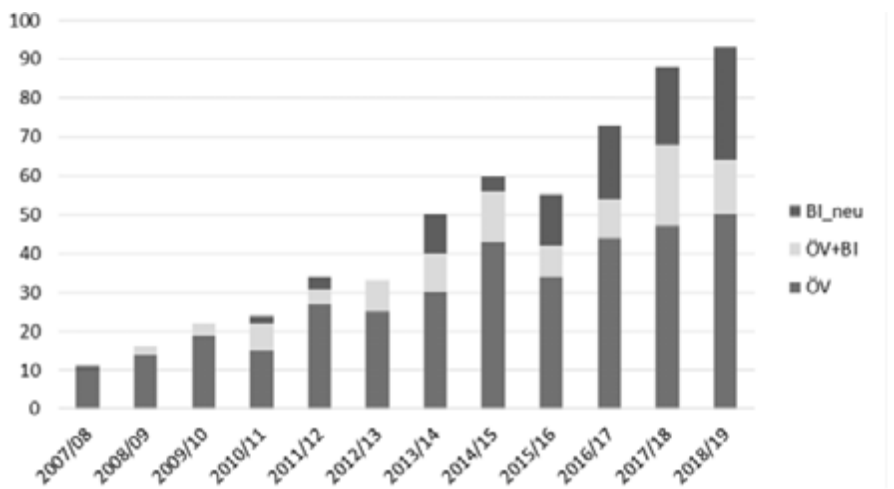


Abb. 1: Zeitliche Verteilung der Brandereignisse von EZ 1 und EZ 2 (n=559).

Die in Nigl et al. (2019) präsentierte Häufung von Brandereignissen in der warmen Jahreshälfte (März bis August) zeigt sich auch in der Auswertung der aktuellen Daten. Der Erklärungsansatz über die erhöhte mikrobiologische Aktivität – als Folge klimatisch bedingter Temperatur- und Niederschlagsmaxima – wird durch hohe Anteile von Brandereignissen, welche durch Selbstentzündung ausgelöst wurden, bestätigt.
Die Wahrscheinlichkeit von Brandereignissen ist mit einem Durchschnittswert von 91 BE an Wochentagen beinahe doppelt so hoch wie an Wochenendtagen (durchschnitt-

lich 52 BE). Obwohl mit 49 von 110 nur knapp 45% der Brandereignisse in der Nachthälfte auftreten, beinhalten diese knapp 70% der Brandereignisse mit einem Schadensausmaß im sechs- oder höherstelligen Euro-Bereich.
Bei der Betrachtung der betroffenen Anlagenbereiche fällt auf, dass Lagerbereiche mit mehr als 36% am stärksten betroffen sind (Tab. 2). Im Detail ist jedoch zu beachten, dass die terminologische Abgrenzung, etwa zwischen Lager, Lagerbox, Freilager, etc. nicht ganz exakt ist.

Tab. 2: Verteilung der Brandereignisse nach betroffenen Anlagenbereichen bzw. Aggregaten.

Anlagenbereich (Aggregat)	EZ 1	EZ 2	Gesamt	[%]
Unspezifische Anlagenbereiche	48	10	58	10,4%
Abfallsammelzentrum, Recyclinghof, etc.	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
Aufbereitungs-, Behandlungsanlage	*13*	*3*	*16*	*2,9%*
EBS-Anlage	*4*	*-*	*4*	*0,7%*
Kompostierungsanlage	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
MVA	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
Sortieranlage	*8*	*-*	*8*	*1,4%*
Verwertungs-, Recyclinganlage	*11*	*1*	*12*	*2,1%*
Deponie	*8*	*2*	*10*	*1,8%*
Sammelstelle, Umladestation	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
Spezifische Lagerbereiche	134	71	205	36,7%
Halle, Flugdachhalle	*3*	*2*	*5*	*0,9%*
Inputlager	*4*	*3*	*7*	*1,3%*
Bunker	*8*	*3*	*11*	*2,0%*
Abfallhaufen	*11*	*11*	*22*	*3,9%*
Zwischenlager	*8*	*3*	*11*	*2,0%*
Lager	*10*	*8*	*18*	*3,2%*
Lagerbox	*21*	*18*	*39*	*7,0%*
Lagerhalle	*27*	*6*	*33*	*5,9%*
Freilager	*16*	*14*	*30*	*5,4%*
Lagerplatz	*13*	*-*	*13*	*2,3%*
Outputlager	*6*	*2*	*8*	*1,4%*
Abfallballen, Ballenlager	*7*	*1*	*8*	*1,4%*
Transportbereich	84	41	125	22,4%
Großcontainer, Mulde	*42*	*18*	*60*	*10,7%*
Abfallcontainer	*20*	*9*	*29*	*5,2%*
Sammel-, Transportfahrzeug	*20*	*12*	*32*	*5,7%*
Radlader	*2*	*2*	*4*	*0,7%*
Spezifische Anlagenbereiche	81	52	133	23,8%
Anlieferung, Anlieferungshalle	*7*	*2*	*9*	*1,6%*
Müll-, Ballenpresse, Presscontainer	*9*	*4*	*13*	*2,3%*
Schredder, Shredderanlage	*36*	*28*	*64*	*11,4%*
mobile Schredderanlage	*1*	*3*	*4*	*0,7%*
Förderanlage	*15*	*10*	*25*	*4,5%*
Sieb, Windsichter	*-*	*1*	*1*	*0,2%*
Rottetunnel, Trocknungsbox	*1*	*-*	*1*	*0,2%*
Müllwender, Misch-, Umsetzanlage	*3*	*-*	*3*	*0,5%*
Elektrische Anlage	*3*	*2*	*5*	*0,9%*
Absaug-, Filteranlage	*4*	*-*	*4*	*0,7%*
Sozialräume, Waschplatz, Werkstatt	*2*	*2*	*4*	*0,7%*
unbekannt	31	7	38	6,8%
Gesamt	378	181	559	100,0%

Bei spezifisch genannten Anlagenbereichen verzeichnen Brandereignisse in Schredder- und Förderanlagen relativ große Zuwächse (vgl. EZ 1 und EZ 2 in Tab. 2). Im Transportbereich stiegen die Brandzahlen bei den Sammel- und Transportfahrzeugen stark an.

In Tab. 3 ist die Verteilung der Brandereignisse nach Abfallfraktionen dargestellt. Der Anteil nicht genau zuordenbarer Abfallfraktionen ist mit knapp 30% immer noch hoch, konnte aber im Vergleich zur Vorstudie (Nigl et al. 2019) um mehr als 10 Prozentpunkte gesenkt werden. Von den identifizierten Abfallfraktionen stellen gemischte Siedlungsabfälle und ähnliche Abfälle aus Gewerbe und Industrie das größte Risiko dar.
Jene knapp 6%, welche in Tab. 3 mit *kein Abfall* genannt sind, sind auf technische Defekte zurückzuführen.

Tab. 3: Verteilung der Brandereignisse nach betroffenen Abfallfraktionen.

Abfallfraktion	EZ 1	EZ 2	Gesamt	[%]
Nicht zuordenbare Abfallfraktionen	127	43	170	30,4%
Abfälle n.z.	*115*	*39*	*154*	*27,5%*
Gefährliche Abfälle n.z.	*7*	*3*	*10*	*1,8%*
Altstoffe n.z.	*5*	*1*	*6*	*1,1%*
Siedlungs- & ähnliche Gewerbeabfälle	113	56	169	30,2%
Restmüll	*61*	*38*	*99*	*17,7%*
Gewerbeabfall	*24*	*12*	*36*	*6,4%*
Sperrmüll	*23*	*4*	*27*	*4,8%*
Industrie- und Gewerbeabfall	*5*	*2*	*7*	*1,3%*
Weitere Abfallfraktionen	117	70	187	33,5%
Metallische Abfälle	*30*	*9*	*39*	*7,0%*
Biogene Abfälle	*18*	*18*	*36*	*6,4%*
Kunststoffabfall	*12*	*9*	*21*	*3,8%*
Altpapier (Papier, Pappe, Karton)	*13*	*6*	*19*	*3,4%*
EAG, E-Schrott (ev. mit Batterien)	*4*	*9*	*13*	*2,3%*
Batterien	*8*	*5*	*13*	*2,3%*
Thermische Fraktion	*6*	*1*	*7*	*1,3%*
Werkstättenabfälle	*5*	*1*	*6*	*1,1%*
Ersatzbrennstoffe	*2*	*3*	*5*	*0,9%*
Altfahrzeuge	*3*	*2*	*5*	*0,9%*
Altfarben, Altlacke & Lackschlämme	*-*	*4*	*4*	*0,7%*
Alttextilien	*4*	*-*	*4*	*0,7%*
Schleifschlämme und -stäube	*3*	*-*	*3*	*0,5%*
Schredderleichtfraktion	*3*	*-*	*3*	*0,5%*
Altreifen & Reifenflusen	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
Bauschutt, Bau- und Baustellenabfälle	*2*	*-*	*2*	*0,4%*
Rückstände aus mech. Behandlung	*2*	*1*	*3*	*0,5%*
Staub	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
kein Abfall	21	12	33	5,9%
Gesamt	378	181	559	100,0%

Tab. 4 zeigt die Verteilung der Brandursachen, welche sich an den zehn Kategorien des österreichischen Brandursachenschlüssels orientiert. Der Anteil unbekannter Brandursachen konnte im Vergleich zur Vorstudie (Nigl et al. 2019) von 75% auf 57% gesenkt werden, wobei die wesentlichsten Änderungen bei Selbstentzündung ~19% (+8 Prozentunkte) und elektrischer Energie ~8% (+4 Prozentpunkte) auftraten. In dieser Gesamtbetrachtung ist bemerkenswert, dass Blitzschlag und Brandstiftung in

AbER-Betrieben – im Vergleich zu österreichweiten Statistiken der Brandverhütungsstellen für Gewerbe und Industrie (z.B. BVS OÖ 2019) – eine untergeordnete Rolle spielen, obwohl sie im Verhältnis zu anderen Brandursachen einfach zu ermitteln sind.

Tab. 4: Verteilung der Brandereignisse nach Brandursachen.

Brandursache	EZ 1	EZ 2	Gesamt	[%]
Blitzschlag	-	1	1	0,2%
Selbstentzündung	77	28	105	18,8%
Selbstentzündung	*75*	*24*	*99*	*17,7%*
Chemische Reaktion	*1*	*3*	*4*	*0,7%*
Schwel-, Glimmbrand	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
Wärmeenergie	-	-	*0*	0,0%
Mechanische Energie	9	6	15	2,7%
Elektrische Energie	15	29	44	7,9%
Akku, Batterie	*15*	*28*	*43*	*7,7%*
EAG	-	*1*	*1*	*0,2%*
Offenes Licht und Feuer	11	10	21	3,8%
Heißarbeiten, Funkenflug	*5*	*2*	*7*	*1,3%*
heiße Asche	*6*	*8*	*14*	*2,5%*
(Behälter-)Explosion	7	10	17	3,0%
Druckgaspackung	*5*	*7*	*12*	*2,1%*
Explosion	*2*	*3*	*5*	*0,9%*
Brandstiftung	5	1	6	1,1%
Brandstiftung	*5*	-	*5*	*0,9%*
Menschliches Versagen	-	*1*	*1*	*0,2%*
Sonstige Brandursachen	20	12	32	5,7%
technischer Defekt	*18*	*9*	*27*	*4,8%*
Rückbrand	-	*1*	*1*	*0,2%*
Folgebrand	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
Staubexplosion	*1*	*1*	*2*	*0,4%*
unbekannte Brandursachen	234	84	318	56,9%
Gesamt	378	181	559	100,0%

Der Vergleich von Branddauer und Schadensausmaß (in Abb. 2 beide ordinal-skaliert dargestellt) zeigt den starken Anstieg des Schadens bei steigender Branddauer.

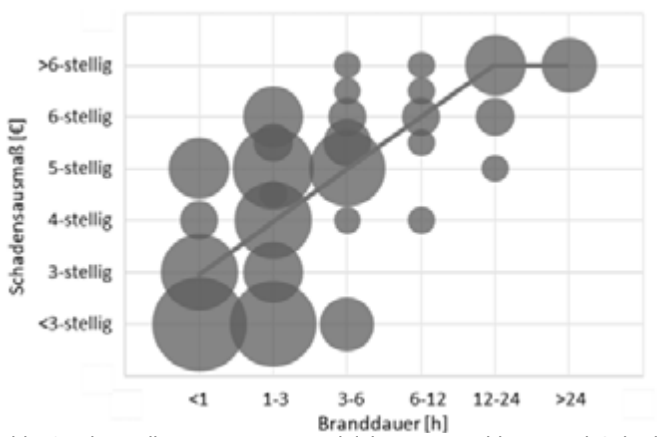


Abb. 2: Blasendiagramm zum Vergleich von Branddauer und Schadensausmaß. Die Blasengröße ist proportional zur Anzahl der Brandereignisse (n=105).

Mit der zusätzlichen Linie wurde der mittlere Schaden (Medianwert) der einzelnen Ordinalwerten der Branddauer dargestellt. Speziell zu beachten ist dabei auch die logarithmische Skalierung des Schadensausmaßes. Liegt der mittlere zu erwartende Schaden bei Bränden unter einer Stunde gerade mal im dreistelligen Euro-Bereich, so ist dieser für Brände über zwölf Stunden Dauer im siebenstelligen Euro-Bereich oder sogar noch darüber.
Da es aufgrund branchenspezifischer Rahmenbedingungen nahezu unmöglich ist, Brände in AbER-Betrieben generell zu unterbinden (Nigl & Pomberger 2018), zeigt dieser Zusammenhang umso deutlicher, wie wichtig es ist, die Branddauer im Brandfall kurz zu halten. Langfristig sind aufgrund des hohen Risikos – bedingt durch das hohe potenzielle Schadensausmaß und der steigenden Wahrscheinlichkeit der Brandentstehung – eine rasche Detektion und ein konsequenter automatischer Löschangriff die wirksamsten Gegenmaßnahmen.

3.2 Evaluierung der Erhebungsqualität durch betriebsinterne Daten

Von 65 kontaktierten Unternehmen antworteten 21 mit auswertbaren Informationen zu erhobenen Brandereignissen, was einer Rücklaufquote von ~33% bezogen auf die Anzahl an Unternehmen entspricht. Elf davon übermittelten darüber hinaus Informationen zu nicht öffentlich bekannten Brandereignissen.
Durch die rückgemeldeten Informationen konnten die Datensätze von 100 Brandereignissen evaluiert werden. Das entspricht einer Rücklaufquote von ~36% bezogen auf die Anzahl der zuordenbaren Brandereignisse. Darüber hinaus konnten durch die Befragung 101 neue Brandereignisse aus dem Zeitraum 2007–2019 erhoben werden. Die hohen Rücklaufquoten sind für den gewählten Erhebungsansatz bemerkenswert und lassen schließen, dass die Kooperationsbereitschaft der Unternehmen – möglicherweise bedingt durch die prekäre Lage am Versicherungsmarkt – stark gestiegen ist (vgl. Nigl et al. 2019). Als weiterer Grund dafür wird vermutet, dass das Befragungsanschreiben im Gegensatz zum ersten Erhebungsversuch eine konkrete unternehmensbezogene Brandfallliste und die Publikation der Vorergebnisse beinhaltete.
Betrachtet man die bewerteten Datensätze auf Unternehmensebene, zeigt sich, dass die Anteile *richtiger* Einträge zwischen 50 und 100% schwankten (siehe Abb. 3).

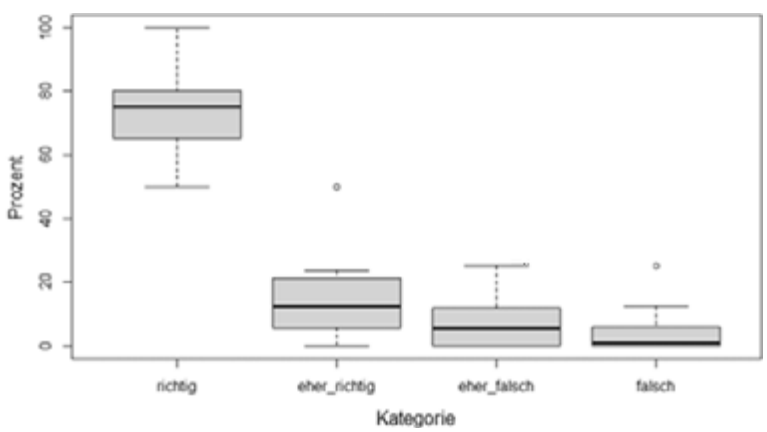


Abb. 3: Verteilung der Bewertungskategorien auf Unternehmensebene (Legende: Box-Whisker-Plot: Median, Box=25-75%, Whisker=1,5×IQA, Kreis=Ausreißer; n=21).

Die Unternehmen mit geringen Anteilen in der Kategorie *richtig* wiesen jedoch vergleichsweise hohe Anteile in der Kategorie *eher richtig* auf, wodurch diese beiden Kategorien gemeinsam in allen Unternehmen deutlich über 75% lagen.

In der Gesamtbetrachtung betrug der Anteil *richtiger* Einträge genau 75% und der Anteil *richtiger* und *eher richtiger* Einträge sogar fast 90%.
Im Hinblick auf die Zielwerte wurde somit lediglich der Wert für den Anteil *richtiger* Einträge in der Unternehmensbetrachtung (≥65%) nicht erreicht. Da die anderen drei Werte aber deutlich über den definierten Zielwerten lagen, wird von einer hohen Datenqualität und einem geringen Einfluss der Erhebungsweise von EZ 1 und EZ 2 auf Datenqualität und Aussagekraft ausgegangen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

In dieser vertiefenden Ursachenermittlung konnten einerseits die wesentlichsten Risiko-Hotspots, wie etwa in den Bereichen Lagerung und Zerkleinerung, bestätigt werden; andererseits wurden weitere hoch relevante Brandcharakteristika identifiziert.
Allerdings wird die vorliegende quantitative Erhebung von tatsächlichen Brandereignissen dem hohen Gefahrenpotenzial von Schredder- bzw. Zerkleinerungsaggregaten nur bedingt gerecht. Stark ansteigende Auslösezahlen von Thermokameras auf Infrarot-Basis, welche temperaturbedingte Schwellwertüberschreitungen messen, zeigen hier ein anderes Bild, sprich ein deutlich höheres Risikopotenzial (Autischer et al. 2020, Nigl & Pomberger 2020).
Die zweite und dritte Erhebungsphase mit dem zusätzlichen Ansatz basierend auf innerbetrieblichen Daten zur Evaluierung und Verbesserung der Datengrundlage waren insofern erfolgreich, da einerseits bei bereits bekannten Brandereignissen vorhandene Daten in hohem Ausmaß bestätigt und fehlende Daten ergänzt, andererseits neue bisher unbekannte Brandereignisse erhoben werden konnten.
Der Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft wird die Erhebung von Brandereignissen in AbER-Unternehmen sowohl aus öffentlich verfügbaren, als auch aus betriebsinternen Quellen in Zukunft fortsetzen. Darüber hinaus wird durch eine engere Zusammenarbeit mit den österreichischen Brandverhütungsstellen (BVS) angestrebt, die Datengrundlage weiter zu verbessern.

LITERATUR

Autischer M., Holzschuster S., Nigl T. (2020) *Statistische Betrachtung von IR-Sensordaten in der Aufbereitung mit Relevanz zur Brandfrüherkennung*. Konferenzbeitrag zur Recy & DepoTech 2020. 18.-20. November 2020, Montanuniversität Leoben.

Brandverhütungsstelle Oberösterreich (2019) *Brandschaden Statistik 2019*. Zuletzt abgerufen am 01.08.2020 unter https://www.bvs-ooe.at/assets/uploads/2020/07/2019_Brandschaden-statistik_WEB.pdf.

Fogelman, R. (2018) *Fire Safety – Is the recycling industry facing a fire epidemic?* Recycling Product News. Zuletzt abgerufen am 01.08.2020 unter: https://www.recyclingproductnews.com/article/27240/is-the-recycling-industry-facing-a-fire-epidemic.

Nigl T., Pomberger R. (2018) *Brandgefährliche Abfälle – Über Risiken und Strategien in der Abfallwirtschaft*. Konferenzbeitrag zur Recy & DepoTech 2018. 7.-9. November 2018, Montanuniversität Leoben.

Nigl T., Pomberger R. (2020) *Brandrisiko durch Lithium-Ionen-Batterien: Sind unsere Anlagen noch versicherbar?* In: Holm O., Thomé-Kozmiensky S., Goldmann D., Friedrich B. (Hrsg.) Recycling- und Sekundärrohstoffe, Band 13. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2020, S. 482-494.

Nigl T., Rübenbauer W., Pomberger R. (2019) *Cause-oriented Investigation of the Fire Incidents in Austrian Waste Management Systems*. Detritus 9(March), pp. 213-220.

Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe; Versicherungsverband Österreich (2019) *Brandschutz für Abfall- und Ressourcenwirtschaftsbetriebe – Leitlinie*. VOEB, Wien, 7.11.2019. Zuletzt abgerufen am 01.12.2019 unter https://www.voeb.at/service/voeb-blog/detail/show-article/veranstaltung-brandschutz-versicherbarkeit-der-abfall-und-ressourcenwirtschaft/.

Statistische Betrachtung von Infrarot-Sensordaten in der Aufbereitung mit Relevanz zur Brandfrüherkennung

M. Autischer
SAMsoric GmbH, Leoben, Österreich

S. Holzschuster
Müllex-Umwelt-Säuberung GmbH, St. Margarethen an der Raab, Österreich

T. Nigl
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Neue Zündquellen erschweren zunehmend die Lagerung und Aufbereitung von Abfällen, insbesondere durch Akkumulatoren oder Batterien kommt es immer wieder zu großen Schäden in abfallverarbeitenden Unternehmen. Zudem ist davon auszugehen, dass sich in den nächsten Jahren die in Verkehr gesetzte Menge an Akkumulatoren und Batterien stark erhöhen wird. Ohne geeignete Messsysteme ist es kaum möglich, Brände frühzeitig zu erkennen. Um mit dem zunehmenden Brandrisiko umzugehen und um brandbezogenen Gefahren entgegenzuwirken werden daher IR-Messsensoren eingesetzt. Diese Sensoren werden an verschiedenen Stellen platziert, an denen erfahrungsgemäß mit hohen Temperaturen zu rechnen ist, wie beispielsweise nach Zerkleinerungsaggregaten und anderen Aggregaten mit mechanischer Beanspruchung. Sensoren werden aber auch eingesetzt, um das Material am Ende der Verarbeitung noch einmal zu kontrollieren, bevor es in das Output-Lager befördert wird. Der vorliegende Beitrag wertet die Messdaten von mehreren Anlagenstandorten aus und vergleicht diese. Ziel ist es, Trends in den Daten zu erkennen, um mögliche Maßnahmen abzuleiten. Die Datengrundlage umfasst die Temperaturen der einzelnen Messpunkte sowie gemessenen Maximaltemperaturen. Diese Datengrundlage wird mit qualitativen Daten ergänzt, welche neben dem Grund der Temperaturüberschreitung auch das Material klassifiziert. In diesem Zuge wird auch eine statistisch signifikante Abhängigkeit mit dem verarbeiteten Material hergestellt und auch mit den im Einsatz stehenden Zerkleinerungsaggregaten in Bezug gebracht. Der Vergleich der Anlagenstandorte dient dabei der Abschätzung des Risikos für restmüllaufbereitende Unternehmen. Die zu vergleichenden Anlagen weisen teilweise die gleichen Inputmaterialien auf, unterscheiden sich jedoch im jährlichen Durchsatz. Der zu betrachtende Inputstrom umfasst neben gemischten Siedlungsabfällen, Gewerbeabfälle und Sperrmüll.

1 EINLEITUNG

Neue Zündquellen erschweren zunehmend die Lagerung und die Aufbereitung von Abfällen in der Abfall- und Entsorgungswirtschaft. Durch Akkumulatoren und Batterien kommt es immer öfter zu großen Schäden in abfallverarbeitenden Betrieben (Nigl & Pomberger 2020). Zudem ist gemäß Nigl et al. (2020) davon auszugehen, dass sich die in den nächsten Jahren stark gestiegenen Mengen in Verkehr gesetzter Akkumulatoren und Batterien im *End-of-Life* ankommen und diese Problematik verstärken.
Aufgrund der mechanischen Energie, die direkt auf den Abfall übertragen wird, stellen auf Anlagenniveau insbesondere Zerkleinerungsaggregate einen Risiko-Hotspot dar.

Nach Untersuchungen von Nigl et al. (2019) finden etwas mehr als 10 % der öffentlich dokumentierten Brandereignisse der österr. Abfall- und Entsorgungswirtschaft in Zerkleinerungsaggregaten statt. Wobei davon auszugehen ist, dass dieser Anteil in Wirklichkeit deutlich höher liegt, da Brandereignisse, die betriebsintern rasch gelöscht werden können, nicht in dieser Statistik abgedeckt sind (Nigl & Pomberger 2020).
Ohne geeignete Messsysteme ist es kaum möglich, solche Brände frühzeitig zu erkennen. Um mit dem zunehmenden Brandrisiko umzugehen und um brandbezogenen Gefahren entgegenzuwirken werden daher IR-Messsensoren eingesetzt.
Mit dem Ziel, Trends in den Daten zu erkennen und mögliche Maßnahmen abzuleiten, wurden im vorliegenden Beitrag die Messdaten mehrerer Anlagenstandorte ausgewertet und verglichen.

2 SAISONALE TEMPERATURVERTEILUNG

2.1 Sensordatenerfassung

Für die Datenerfassung wurde ein adaptierter Wärmebildsensor verwendet. Die typische Temperaturauflösung des Sensors ist nach den Herstellerangaben mit 100 mK bei einer Umgebungstemperatur von 30 °C gegeben. Die durchschnittliche Entfernung des Sensors zu Materialoberfläche betrug bei allen Messstellen 1,2 m pm 0,5 m. Die verminderte Sensitivität durch diesen Abstand wurde entsprechend korrigiert.

2.2 Temperaturspektren

Für die Darstellung der von den Anlagen gewonnenen Temperaturdaten wurde eine spektrale Verteilung gewählt. Dabei wurden die Häufigkeiten über den aufgetretenen Temperaturen im jeweiligen Zeitraum aufgetragen.

2.2.1 EBS-Linie A

Abb. 1 und Abb. 2 zeigen eine schematische Darstellung von Anlagedaten einer EBS-Anlage in den Monaten Februar und Mai 2020.

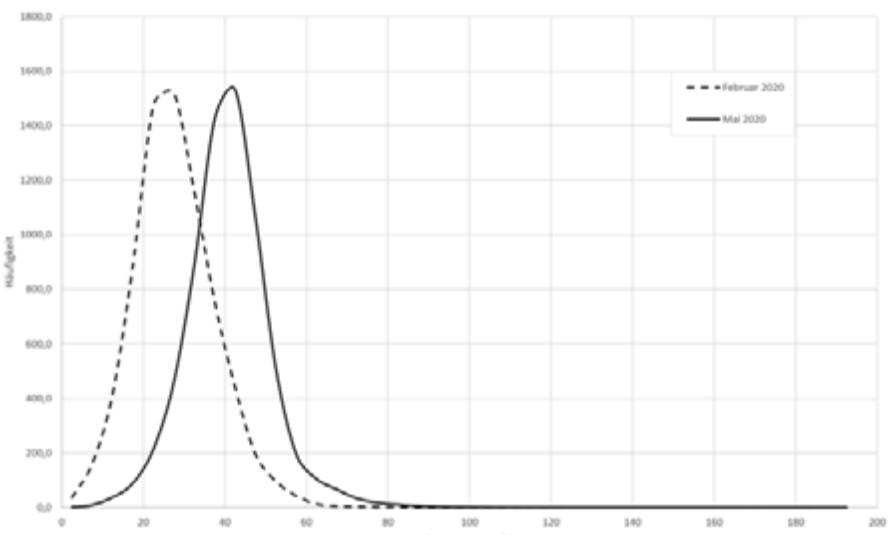


Abb. 1: Häufigkeiten der aufgetretenen Temperaturen im Februar und Mai 2020 direkt hinter der ersten Shredderstufe in einer EBS-Linie (Absolutwerte).

Aus Abb. 1 und 2 geht hervor, dass der überwiegende Teil der Temperaturen unter 80 °C lag. Gerade diese Temperaturen treten also im Normalbetrieb bei dieser Anlage auf. Deutlich ersichtlich ist auch die Verschiebung der Temperaturspektren um knapp 15 °C hin zu höheren Temperaturen, welche durch die Durchschnittstemperaturen in den Monaten Februar und Mai auch zu erwarten gewesen ist. Aufgrund der großen Wertunterschiede wurden für Abb. 2 einerseits die Temperaturen kleiner 80 °C ausgeblendet und weiters die Häufigkeitsachse in eine logarithmische Darstellung übergeführt und kumulativ dargestellt. Für die bessere Vergleichbarkeit wurden die Daten auf die Betriebsstunden der Anlage bezogen.

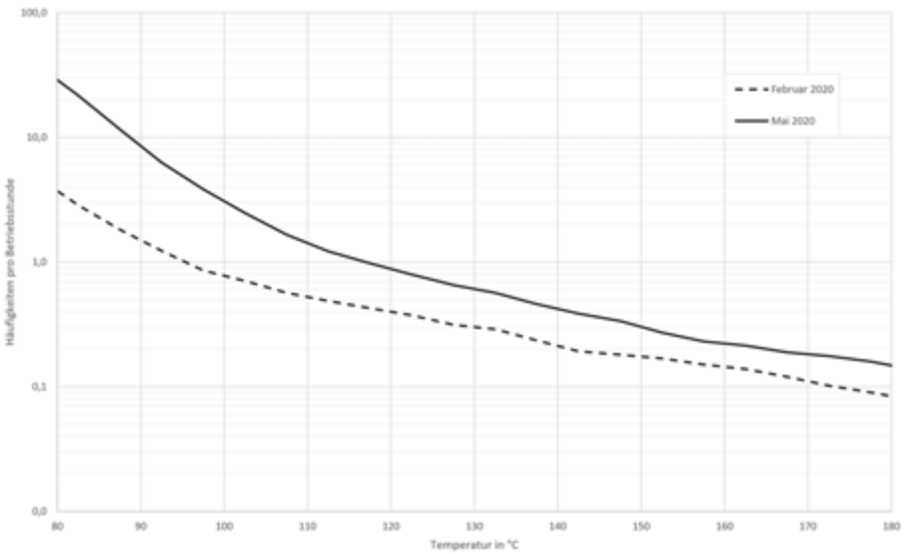


Abb. 2: Häufigkeiten der aufgetretenen Temperaturen im Februar und Mai 2020 direkt hinter der ersten Shredderstufe in einer EBS-Linie (kumulierte Werte pro Betriebsstunde).

2.2.2 EBS-Linie B

Für die Analyse der Temperaturdaten wurde für das vorliegende Anlagenkonzept ebenfalls dieselbe Methodik angewandt. Abb. 3 und Abb. 4 visualisieren die Temperaturhäufigkeiten der EBS-Linie B für die Monate März und Mai 2020.

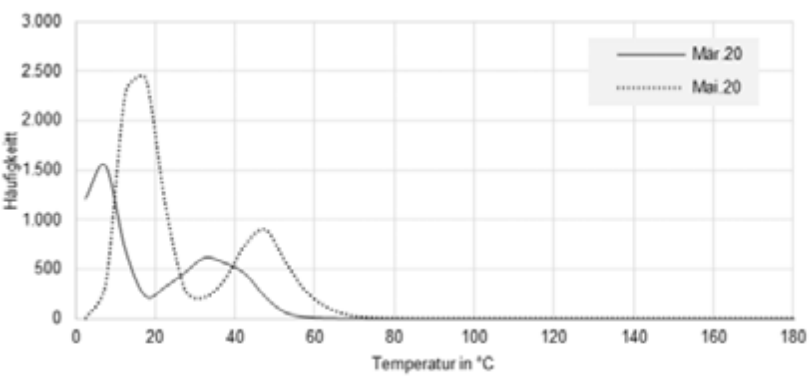


Abb. 3: Häufigkeiten der aufgetretenen Temperaturen im März und Mai 2020 direkt hinter der ersten Shredderstufe in einer EBS-Linie (Absolutwerte).

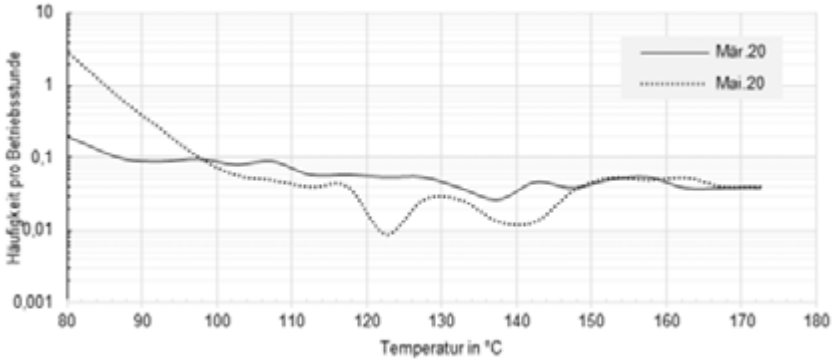


Abb. 4: Häufigkeiten der aufgetretenen Temperaturen im März und Mai 2020 direkt hinter der ersten Shredderstufe in einer EBS-Linie (kumulierte Werte pro Betriebsstunde).

Die Analyse von Abb. 3 und 4 zeigen, dass Temperaturen unter 80 °C am häufigsten auftreten. Des Weiteren ist ein Peak bei rund 35 °C im März bzw. bei rund 50 °C im Mai zu erkennen. Vergleicht man die Temperaturspektren mit Abb. 1, so sind diese charakteristischen Peaks nicht ersichtlich. Ein möglicher Grund könnte die Inputzusammensetzung bei der EBS-Linie B sein, welche rund 30 % Hausmüll aufweist, während EBS-Linie A hauptsächlich Sperr- und Gewerbemüll aufbereitet.
Zur Bewertung von Temperaturen über 100 °C wurden demnach Temperaturen unter 80 °C ausgeblendet. Auch hier wurden zur besseren Vergleichbarkeit der Daten die Häufigkeiten auf die monatlichen Betriebsstunden bezogen sowie die Skalierung logarithmisch dargestellt. Zu erkennen sind Unterschiede in den betrachteten Zeiträumen. So weist das Temperaturspektrum im Mai 2020 wesentlich höhere Temperaturen im Temperaturbereich zwischen 80 und 100 °C auf, während im März 2020 Temperaturen zwischen 100 und 150 °C häufiger auftreten.

2.3 Jahresverlauf

2.3.1 EBS-Linie A

Für die EBS-Linie A wurde auch der Zeitraum über ein gesamtes Jahr von Juli 2019 bis Juni 2020 ausgewertet (Abb. 5). Um die Übersichtlichkeit zu bewahren wurden die charakteristischen Temperaturen beginnend bei 70 °C mit einem Abstand von 30 °C gestaffelt und vergleichend dargestellt. Der Vergleich der Temperaturüberschreitungen von 100 °C zeigt die drei geringsten Häufigkeiten in den Monaten Jänner (0,12), März (0,46) und Dezember (0,52) und die beiden größten in den Monaten Mai (2,47) Juni (2,28). Auch für die weiteren gewählten Temperaturen verhält es sich ähnlich.

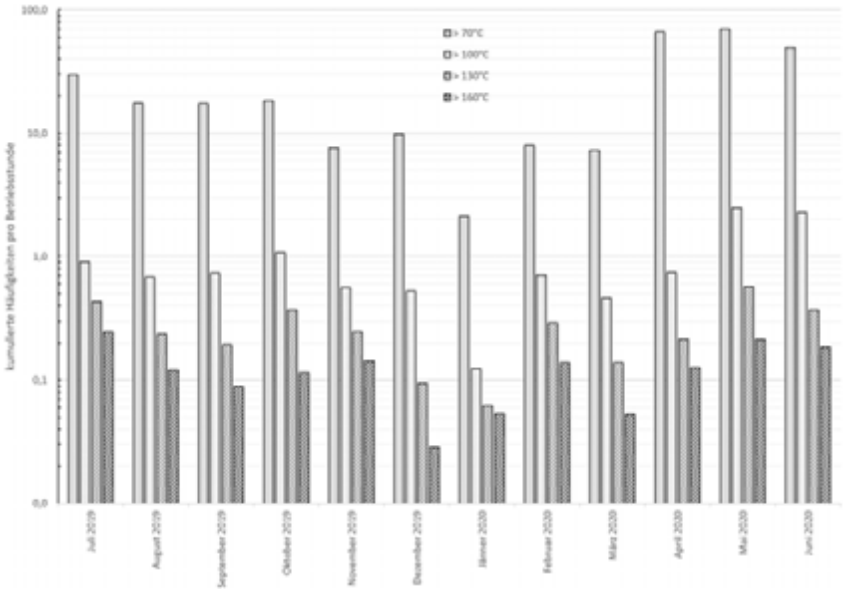


Abb. 5: Kumulierte Häufigkeiten pro Betriebsstunde der überschrittenen Temperaturen, für die Monate 07/ 2019 bis 06/ 2020 sowie die Temp. > 70 °C, > 100 °C, > 130 °C und > 160 °C.

2.3.2 EBS-Linie-B

Die Temperaturdaten stehen im betrachteten Anlagenkonzept ab Oktober 2019 zur Verfügung. Um den Jahresverlauf darzustellen, wurden die jeweiligen Temperaturhäufigkeiten pro Monat auf die Betriebsstunden bezogen und in Abb. 6 dargestellt.

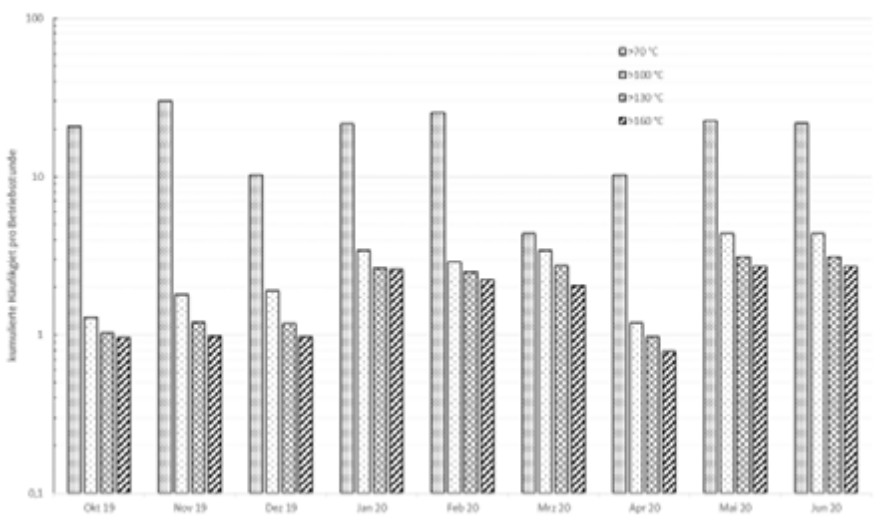


Abb. 6: Kumulierte Häufigkeiten pro Betriebsstunde der überschrittenen Temperaturen, für die Monate 10/2019 bis 06/2020 sowie die Temp. > 70 °C, > 100 °C, > 130 °C und > 160 °C.

Demnach wurde ein Abstand von 30 °C gewählt, beginnend bei 70 °C bis zu 160 °C. Auch hier sind Unterschiede zwischen den einzelnen Monaten deutlich zu erkennen. Betrachtet man die kumulierten Häufigkeiten pro Betriebsstunde größer 100 °C, so

weißen die Monate April (1,19), Oktober (1,28) und November (1,80) die geringsten Häufigkeiten auf, während die Monate Juli (4,36) und Mai (4,36) die größten Häufigkeiten aufweisen.

3 VERKNÜPFUNG ZU BATTERIEFUNDEN

Bei den betrachteten Anlagen wurde an verschiedenen weiteren Stellen die Temperaturen erhoben und beider Überschreitung bestimmter Schwellwerte ein Bandstop ausgelöst. Im Anschluss wurden die heißen Partikel vom Bedienpersonal entfernt, charakterisiert (Unterscheidung in Batterie oder keine Batterie) und falls nötig gelöscht.

3.1 EBS-Linie A

In EBS-Linie A wurden dabei folgende Messpositionen in der Anlage herangezogen: Direkt nach der ersten und einzigen Zerkleinerungsstufe (1), am Ende des ersten Förderbandes nach einer aktiven Kühlstrecke mit Wasserbedüsung (2) und vor dem Eingang zum Trommelsieb (3). Die Werte, bezogen auf jeweils eine Arbeitsschicht von acht Stunden, sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Häufigkeit von gefundenen Batterien, Metallen und Resten.

Messposition	Auslösungen pro Schicht (8h)	Gefundene Batterien	Gefundener Rest
(1)*	1,01 ± 0,53	69 %	31 %
(2)**	1,45 ± 1,30	83 %	17 %
(3)***	0,66 ± 0,54	78 %	22 %

* Sensor nach der Zerkleinerung, ** Sensor nach der Kühlstrecke, *** Sensor nach der Metallabscheidung

3.2 EBS-Linie B

Für die Analyse der Daten der EBS-Linie B sind drei IR-Sensoren relevant, welche jeweils nach den Zerkleinerungsstufen positioniert sind. Die Messpositionen, welche in Tab. 2 zu finden sind, lauten wie folgt: Messposition direkt nach der Vorzerkleinerung (1), Messposition (2) und (3) finden sich im betrachteten Anlagenkonzept jeweils nach den Nachzerkleinerungsaggregaten. Zur Charakterisierung der Ursache wurde in dieser Anlage um die Kategorie Metalle erweitert und somit in Batterie, Metalle (Fe-Metalle, NE-Metalle) sowie Rest unterschieden. Der Rest besteht hauptsächlich aus Hartkunststoffpartikeln, die eine hohe Temperatur erreichen können, aber auch leicht entzündliche Stoffe, wie bspw. nicht restentleerten Druckgasverpackungen, etc.

Tab. 2: Häufigkeit von gefundenen Batterien, Metallen und Resten.

Messposition	Auslösungen pro Schicht	Gef. Batterien	Gef. Metalle	Gef. Rest
(1)*	0,09 ± 0,01	39 %	39 %	21 %
(2)**	0,22 ± 0,05	51 %	22 %	27 %
(3)***	0,21 ± 0,05	61 %	14 %	24 %

* Sensor Vorzerkleinerung, ** Sensor Nachzerkleinerung 1, *** Sensor Nachzerkleinerung 2

Tab. 2 legt offen, dass Batterien und Akkumulatoren vor allem in den Nachzerkleinerungsaggregaten beschädigt werden und sich dadurch häufig auch entladen und entzünden. 51 % bzw. 61 % der Schwellwertüberschreitungen in den Nachzerkleinerungsaggregaten konnte einer Batterie oder einem Akkumulator zugewiesen werden. Metalle finden sich seltener in den Nachzerkleinerungsaggregaten, da diverse Magnet- bzw. Wirbelstromscheider diese bereits aus dem Stoffstrom aussortieren. In der Vorzerkleinerung konnten 39 % der Schwellwertüberschreitungen einer Batterie bzw. einem Akkumulator zugewiesen werden. Zudem konnte ebenfalls bei 39 % der

Schwellschwertüberschreitungen ein Metall gefunden werden, welches die Schwellwerttemperatur überschritten hatte.

4 VERGLEICH DER VORLIEGENDEN ZERKLEINERUNGSTECHNOLOGIEN

Einen wesentlichen Beitrag zu diesem Ergebnis der Häufigkeit von potentiell brandgefährlichen Partikeln liefert die Zerkleinerungstechnologie. Im betrachteten Anlagenkonzept der EBS-Linie B werden sowohl reißende als auch schneidende Zerkleinerungsaggregate eingesetzt. In der Vorzerkleinerung wird ein Kammwalzenzerkleinerer (reißend) mit hydraulisch verstellbarem Gegenkamm eingesetzt, während in der Nachzerkleinerung zwei Einwellenzerkleinerer (schneidend) mit Siebeinsätzen zu finden sind. Da die Abstände der Sensoren zu den verschiedenen Zerkleinerern gleich groß sind, werden die gemessenen Temperaturen in der nachfolgenden Abb. 7 einander gegenübergestellt. Dabei wird die durchschnittliche Temperatur pro Tag über den betrachteten Zeitraum von fast einem Jahr aufgetragen. Des Weiteren ist die Durchschnittstemperaturlinie pro Monat zu erkennen (reißend avg, schneidend avg).

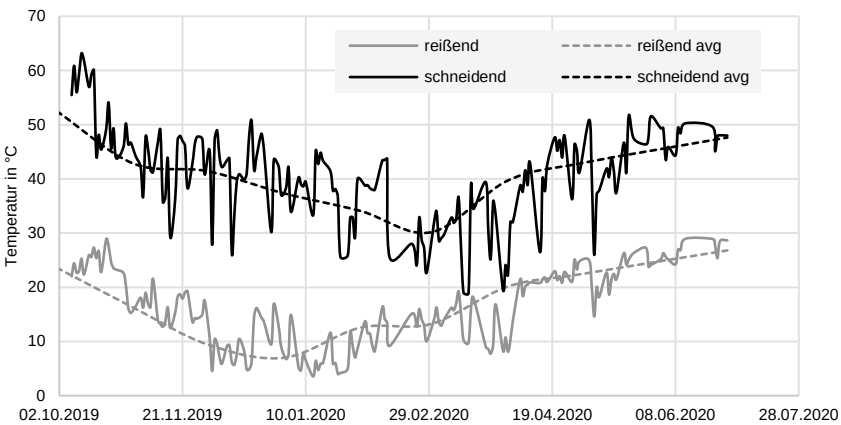


Abb. 7: Temperaturen des scheidenden und reißenden Vorzerkleinerungsaggregats.

Deutlich zu erkennen ist, dass die gemessenen Temperaturen des Stoffstroms beim schneidenden Zerkleinerungsaggregat deutlich über den Temperaturen beim reißenden Zerkleinerungsaggregat liegen. Die unterschiedlichen Temperaturen können auf die verschiedenen zerkleinerungsbestimmenden Parameter zurückgeführt werden. So verfügt das schneidende Zerkleinerungsaggregat über Siebkörbe mit einem definierten Lochdurchmesser und einer hydraulischen Nachdrückeinheit, während das reißende Zerkleinerungsaggregat über einen hydraulisch verstellbaren Gegenkamm verfügt. Bei den elektrischen Antrieben kann auch ein Unterschied festgestellt werden. Das schneidende Zerkleinerungsaggregat ist mit Frequenzumrichtern ausgestattet, die die Drehzahl in Abhängigkeit der Frequenz ändern können, während der Antrieb es reißenden Zerkleinerungsaggregat nicht frequenzumgerichtet ist.

Lässt man die durchschnittliche Umgebungstemperatur pro Tag mit den gemessenen Temperaturen nach dem reißenden bzw. schneidenden Zerkleinerungsaggregats korrelieren, so ergibt sich nach Abb. 8 folgende Erkenntnis: Die gemessene Stoffstromtemperatur nach dem reißenden Zerkleinerungsaggregat steigt linear mit der durchschnittlichen Umgebungstemperatur ($R^2 = 0,72$). Beim schneidenden Zerkleinerungs-

aggregat nimmt die durchschnittliche Umgebungstemperatur keinen Einfluss auf die durchschnittlich gemessene Stoffstromtemperatur (R^2 = 0,20).

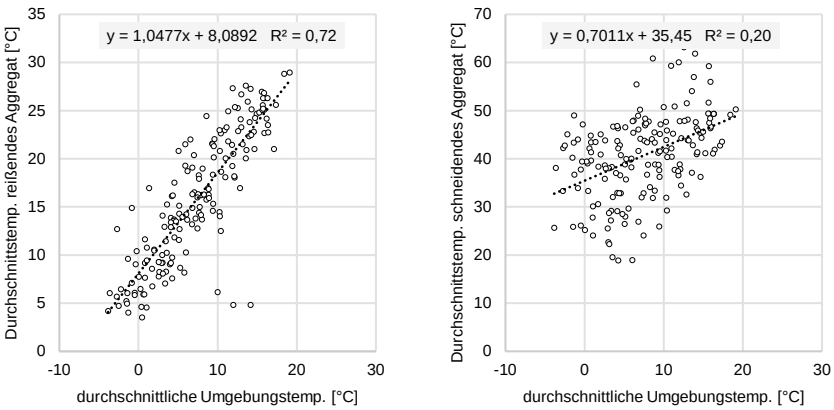


Abb. 8: Zusammenhang zw. der Durchschnittstemperatur des reißenden bzw. schneidenden Zerkleinerungsaggregats und der durchschnittlich gemessenen Umgebungstemperatur (n=173).

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die im vorliegenden Beitrag ausgewerteten und verglichenen Messdaten zeigen um Teil deutliche Unterschiede zwischen den betrachteten Anlagenstandorten. Aufgrund der dokumentierten Funde kann ein Zusammenhang zwischen den Auslösungen der IR-Sensoren und der Zusammensetzung des Inputmaterials abgeleitet werden. Akkumulatoren und Batterien sind im überwiegenden Maße für die temperaturbezogenen Schwellwertüberschreitungen bei Zerkleinerungsaggregaten verantwortlich.
Im Hinblick auf die eingesetzte Zerkleinerungstechnologie zeigen die Untersuchungen Unterschiede. So liegen die durchschnittlichen Temperaturen des schneidenden Zerkleinerungsaggregates deutlich über dem reißenden Zerkleinerungsaggregat. Darüber hinaus ist die durchschnittliche Stoffstromtemperatur bei reißender Zerkleinerung stark abhängig von der unmittelbareren Umgebungstemperatur, wohingegen diese auf die deutlich höhere Temperatur bei schneidender Zerkleinerung kaum einen Einfluss hat.
Abschließend wird festgestellt, dass gerade bei Abfallströmen wie gemischten Siedlungsabfällen, Gewerbeabfälle und Sperrmüll – in denen Akkumulatoren und Batterien regelmäßig als Fehlwürfe zu finden sind –die Anlagenüberwachung mittels IR-Sensortechnik wesentlich zur Risikoreduktion beiträgt.

LITERATUR

Nigl T., Pomberger R. (2020) *Brandrisiko durch Lithium-Ionen-Batterien: Sind unsere Anlagen noch versicherbar?* In: Holm O., Thomé-Kozmiensky S., Goldmann D., Friedrich B. (Hrsg.) Recycling- und Sekundärrohstoffe, Band 13. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2020, S. 482-494.

Nigl T., Rübenbauer W., Pomberger R. (2019) *Cause-oriented Investigation of the Fire Incidents in Austrian Waste Management Systems*. Detritus 9(March), S. 213-220.

Nigl T., Schwarz T.E., Walch C., Baldauf M., Rutrecht B., Pomberger R. (2020) *Characterisation and material flow analysis of end-of-life portable batteries and lithium-based batteries in different waste streams in Austria*. Waste Management and Research 38 (6) 649-659.

Aktives Vorbeugen von Bränden durch beschädigte Akkus in der Ersatzbrennstoffproduktion mit dem Lindner Feuer-Präventionssystem

T. Huber & S. Scheiflinger-Ehrenwerth
Lindner-Recyclingtech GmbH, Produktmanagement, Spittal an der Drau, Österreich

A. Säumel
Mayer Recycling GmbH, Geschäftsführung, St. Michael, Österreich

KURZFASSUNG**:** Eines der aktuellsten Probleme in der Aufbereitung von Abfällen zu Ersatzbrennstoffen (EBS) ist das hohe Brandrisiko, größtenteils bedingt durch die ständig steigende Anzahl an Lithiumbatterien im Restmüll. Werden diese beschädigt, kann eine chemische Reaktion in Gang gesetzt werden, welche zu enorm hohen Temperaturen führt. Dieser Umstand kann einerseits zu schweren Beschädigungen der Anlage und schlimmstenfalls zu einem Großbrand führen. Um diese Gefahrenquellen zu minimieren, erkennt das Lindner FPS (Feuer-Präventionssystem) überhitzte Partikel im Materialstrom, kühlt diese auf ein ungefährliches Niveau oder ermöglicht die sichere manuelle Entnahme von nicht kühlbaren Objekten.

1 EINLEITUNG

Ob Smartphone, Auto oder Zahnbürste – in der digitalisierten mobilen Gesellschaft von heute sind Akkumulatoren kaum mehr weg zu denken. Milliardenfach finden sie Verwendung in unzähligen Anwendungsgebieten. Laut der Informationsseite „lithium-info.at“ der Wirtschaftskammer Österreich (Wirtschaftskammer Österreich, 2019) werden in der Alpenrepublik jährlich rund 4.700 Tonnen Akkus verkauft, davon entfallen circa 40 % auf Lithiumbatterien. Beachtet man, dass nur circa 45 % aller anfallenden Akkus und Batterien richtig entsorgt werden und laut einer Schätzung der Montanuniversität Leoben jährlich ungefähr 1,4 Millionen Stück in den Restmüll gelangen (VOEB, 2019), ergibt sich besonders in der mechanischen Aufbereitung von Abfällen zu alternativen Brennstoffen ein brandgefährliches Risiko. Zusätzlich geht die Montanuniversität Leoben mittelfristig von einer Verdoppelung auf 2,8 Millionen Stück Lithiumbatterien im Abfallstrom aus (VOEB, 2019). Technologisch bedingt sind Lithium-Ionen-Akkus neben anderen leicht entzündlichen Stoffen, wie beispielsweise teergetränkte Textilabfälle, die mittlerweile am häufigsten auftretende Gefahrenquelle für schwere Brände.

2 PROBLEM BEI DER MECHANISCHEN BESCHÄDIGUNG VON AKKUS

Wie alle anderen Energiespeicherzellen bestehen Lithium-Ionen-Akkus aus Anode und Kathode, die durch einen für Lithium-Ionen durchlässigen Separator sowie einen nicht leitenden Elektrolyt getrennt sind. Durch den Fluss der Ionen zwischen den beiden Elektroden wird Energie freigesetzt oder durch das Ansetzen einer höheren Spannung wieder in der Anode gespeichert. Im Vergleich zu anderen Technologien weisen Lithium-Ionen-Akkus durch ein sehr großes erzeugbares Potential zwischen Anode und Kathode eine besonders hohe Energiedichte auf. Diese ist letztlich das Problem, sobald es zu einem Kurzschluss durch mechanische Beschädigung kommt. Wird die Zelle während der Aufbereitung geknickt oder durchtrennt, kann der Separator zerstört werden und ein Kurzschluss entstehen. Dadurch fällt die Spannung zwischen den Polen auf null. Das bedingt eine Freisetzung der gespeicherten Energie in Form von punktueller Hitze. Selbst bei scheinbar entladenen Altbatterien ist die verbleibende Restenergie so hoch, dass Temperaturen von über 600 °C entstehen können. Dies führt unter Umständen zu einer unaufhaltbaren Kettenreaktion: den Thermal Runaway. Durch die entstehenden Temperaturspitzen werden benachbarte Zellen im Akku überhitzt und setzen wiederum binnen Millisekunden ihre gespeicherte Energie frei. Es kommt zu einem kaum löschbaren Brand oder einer Explosion. In diesem Zusammenhang ergibt sich das besondere Problem, dass der Thermal Runaway zeitverzögert und nicht unmittelbar nach einer mechanischen Beschädigung stattfinden kann. In der Ersatzbrennstoffproduktion stellt das ein erhöhtes Gefahrenpotential während des gesamten Verarbeitungsprozesseses dar (Abbildung 1). Schlimmstenfalls gelangt der beschädigte Akku in den Brennstoffbunker und löst dort einen verheerenden Brand aus. Selbst wenn es nicht direkt zu einer Explosion kommt und der Akku nicht brennt, sind die entstehenden Temperaturen bedingt durch den Zündpunkt des Brennstoffes von 319 – 460 °C (Lorber, 2010) ein enormes Risiko.



Abb. 1: Durch den mechanischen Aufbereitungsprozess beschädigte Akkus und Batterien stellen ein enormes Brandrisiko bei der Ersatzbrennstoffproduktion dar.

3 AKTIVE FEUERPRÄVENTION MITTELS LINDNER FPS (FEUER-PRÄVENTIONSSYSTEM)

Als aktive Sicherheitsmaßnahme zur Bekämpfung von potentiellen Brandherden bei der Herstellung von Ersatzbrennstoffen (EBS) hat sich die prozessbegleitende und

kontinuierliche Überwachung der Oberflächentemperatur an mehreren relevanten Stellen innerhalb der Anlagen erwiesen. Das Lindner Feuer-Präventionssystem (FPS) verfügt dazu über optische Sensoren, welche die Temperatur an den Förderbändern ständig messen (Abbildung 2) und vollautomatisch die Kühlung von überhitzten Partikeln im Materialstrom mittels Sprühnebel auslösen (Abbildung 3). Durch die sehr frühe Detektion dieser Partikel direkt nach dem Schredder werden die meisten Gefahrenquellen schon am Anfang einer thermischen Reaktion erkannt und die benötigte Wassermenge gering gehalten.

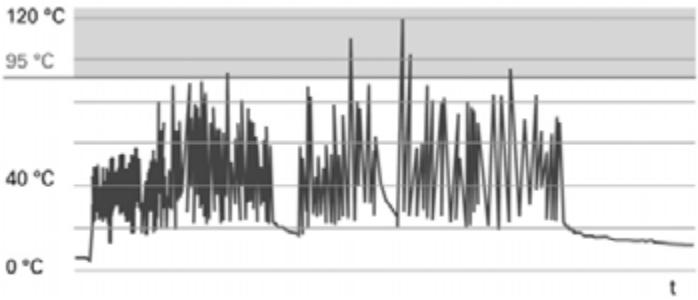


Abb. 2: Typischer Temperaturverlauf einer Anlage zur Ersatzbrennstoffproduktion.


Abb. 3: Kühlprozess nach Auslösung des ersten Sensors.

Zusätzlich verfügt jede Einheit über einen Kontrollsensor, welcher nicht kühlbare Objekte, beispielsweise einen Lithium-Ionen-Akku bei dem der Thermal Runaway bereits eingesetzt hat, erkennt. In diesem Fall wird ein Alarm ausgelöst und das Förderband unter einer aktiven Kühldüse zum Stillstand gebracht, um die Gefahrenquelle manuell entfernen zu können. Der jeweilige Schwellwert ist dabei, abhängig vom Anwendungsfall, frei definierbar. Damit auch einer zeitverzögerten Reaktion der Energiezellen entgegengewirkt werden kann, ist die Zahl der installierbaren Sensorpaare je nach Anlagengröße frei skalierbar.

Um das System auch in bereits bestehende Anlagen leicht integrieren zu können, ist das Lindner FPS als platzsparende Plug&Go-Lösung ausgelegt und eignet sich durch die beheizte Box-Ausführung auch zur Aufstellung in kalten Umgebungen.

4 BEST-PRACTICE-BEISPIEL – MAYER RECYCLING GMBH

Eines der ersten Unternehmen, in welchen das Feuer-Präventionssystem zum Einsatz kam, ist das Unternehmen Mayer Recycling GmbH in der Obersteiermark, Österreich. Seit Mitte 2019 werden Daten erhoben, die klar die Vorteile der Technologie belegen. Abbildung 2 zeigt den Temperaturverlauf am Förderband bei klassischer EBS-Produktion. Durchschnittlich werden pro Monat über 350 überhitzte Partikel im Materialstrom erkannt. Circa 10 % davon waren nach dem ersten Kühlvorgang immer noch zu heiß für die Weiterverarbeitung, führten zur Auslösung des Alarms und wurden manuell entfernt. Von den entfernten Materialien waren ungefähr 70 % Batterien, bei welchen eine chemische Reaktion eingesetzt hatte. Die restlichen Auslösungen des Systems waren auf kühlbare Materialien wie beispielsweise durch die Zerkleinerung heiß gewordener Metallpartikel zurückzuführen.

Die erhobenen Daten belegen damit klar, dass mit Hilfe des Lindner FPS (Abbildung 4) die Brandgefahr in EBS-Anlagen auf ein Minimum reduziert werden kann.



Abb. 4: Der Sensor des Lindner Feuer-Präventionssystem (FPS) nach der ersten Zerkleinerungseinheit erkennt überhitzte Partikel frühzeitig.

LITERATUR

Lorber, K., R. Sarc & R. Pomberger (2010). Österreichische Erfahrungen zum Einsatz verschiedener Abfälle als Ersatzbrennstoffe (EBS) und mögliche Anwendungsprobleme. Türkisch-Deutsche Abfalltage 2010 - Ressourcenschutz durch Umsetzung nachhaltiger Abfallwirtschaft. S. 327-348

VOEB-Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (2019). Presseinformation: 1,4 Millionen Brandgefährliche Lithiumbatterien landen jährlich im Restmüll. Abgerufen am 09. Juli 2020, von https://www.voeb.at/service/voeb-blog/detail/show-article/14-millionen-brandgefaehrliche-lithiumbatterien-landen-jaehrlich-im-restmuell/

Wirtschaftskammer Österreich, Fachverband Entsorgungs- und Ressourcenmanagement (2019). Sorgsamer Umgang und richtige Entsorgung: Warum Lithiumbatterien und Lithium-Ionen-Akkus keinesfalls in den Hausmüll gehören. Abgerufen am 09. Juli 2020, von https://lithium-info.at/

The circular packaging design guideline and holistic sustainability assessment in circular economy

M. Tacker, U. Gürlich & B. Wohner
University of Applied Sciences; Department of Packaging and Resource Management, Vienna, Austria

ABSTRACT: The FH Campus Wien Circular Packaging Design Guideline provide recommendations for circular design for the whole supply chain. Circular design is a necessary prerequisite to achieve the goals of the European Circular Economy Package which requires full recyclability of packaging by 2030. Circular packaging should reduce resource consumption and environmental impacts of packaging. The assessment of packaging sustainability requires the calculation of direct and indirect environmental impacts and circularity at the same time. A method for holistic sustainability assessment of packaging has been proposed by FH Campus Wien and developed in an ECR-working group (Efficient Consumer Response) with the participation of a number of companies along the whole supply chain (brand owners, retailers, packaging manufacturers and packaging systems).

1 INTRODUCTION

The European Union tries to transform its economy towards circularity. This was initiated by adoption of the Circular Economy Package which sets goals such as full recyclability or re-usability for all packaging put on the market till 2030 as well as requiring increased recycling quotas of packaging and a 50 % reduction of foodwaste by 2050. The goals are ambitious and represent a challenge for most EU-countries. In Austria only 25 % of plastic packaging is recycled at the moment, this has be to doubled to 50 % by 2025. Furthermore a significant amount of packaging at the Austrian market can not be considered as recyclable with the current state of the collection and recycling infrastructure.

2 CIRCULAR PACAKGING DESIGN AND SUSTAINABILITY ASSESSMENT

In order to achieve higher material recycling rates packaging design has to conform to a circular packaging design standard to improve its (future) recyclability. Furthermore to close the cycle secondary raw materials have to be available at a quality that enables full substitution for virgin materials.
The Circular Packaging Design Guideline created by FH Campus Wien (FH Campus Wien, 2020) aims to provide recommendations for the circular design of packaging systems, and addresses actors along the entire value chain. It is harmonized with international guidelines, but takes care of country-specific collection and recycling infrastructures. At the moment the guideline is applicable to Austria, Germany and the Netherlands. The Guideline is updated twice a year and amended in response to changes in collection, sorting and recycling technologies, as well as material developments.

However, making packaging more recyclable should not lead to higher environmental impacts. This is especially true for plastics packaging, where the substitution of a light weight multilayerfilm by heavier monomaterial solutions or substitution by other materials such as paper, glass or metal can lead to a significant increase of the carbon

footprint and other environmental impacts. In addition to these direct effects an impairment of packaging functionality may increase food loss and waste (Pauer et al., 2019; Wohner et al., 2019).
Put together, this shows that it is necessary to take further environmental aspects into account, when assessing environmental sustainability of packaging:

- Direct environmental impacts caused by the production and disposal of packaging.
- Indirect environmental impacts caused by product loss (e.g. food loss and waste).
- Circularity of packaging.

While a number of studies has been carried out on the evaluation of direct environmental impacts of packaging by conducting lifecycle assessments (LCA), there is still very little scientific understanding of indirect effects. Sustainability evaluations of packaging should not be carried out without considering its impact on the filling good and thus of holistic evaluations of food together with its associated packaging (food-packaging systems) (Pauer et al., 2019).

The proliferation of differing methods to assess the environmental performance of products leads to mistrust in environmental performance information. Mandatory footprint information on products would influence consumer behavior and support sustainable purchasing decisions Such an approach requires a high degree of standardization of calculation procedures to allow for a fair comparison. The EU member states and industry requested the European Commission to develop a standardized European method for the calculation of the environmental footprint of products and organizations, the Product Environmental Footprint (PEF).
A method for holistic sustainability assessment of packaging has been proposed by FH Campus Wien and developed in an ECR-working group (Efficient Consumer Response) with the participation of a number of companies along the whole supply chain (brand owners, retailers, packaging manufacturers and packaging systems).

3 SUMMARY

Circular economy requires the cooperation of the whole supply chain. This is especially true for circular packaging where generally accepted tools are needed to achieve the goals of the European circular economy package.
The FH Campus Wien Circular Packaging Design guideline and the Packaging Cockpit which enables a holistic assessment of packaging sustainability comprising direct and indirect environmental impacts and circularity are attempts to provide tools for the whole packaging supply chain.

REFERENCES

FH Campus Wien (2020). Circular Packaging Design Guideline.www.fh-campuswien.ac.at/circular-design

Pauer, Eric et al. (2019). Assessing the Environmental Sustainability of Food Packaging: An Extended Life Cycle Assessment including Packaging-Related Food Losses and Waste and Circularity Assessment. Sustainability 11, 925.

Wohner, Bernhard et al. (2019). Packaging-Related Food Losses and Waste: An Overview of Drivers and Issues. Sustainability 11, 264.

Steigerung der Recyclingquoten für Kunststoffverpackungen – Wege und ihre Potenziale

U. Gelbmann & S. Haberlandt
Universität Graz, Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Für diesen Beitrag wurde im Rahmen einer Masterarbeit untersucht, mithilfe welcher Konzepte Österreichs Abfallwirtschaftsunternehmen in der Lage sein werden, die Erreichung der von der EU festgelegten gesteigerten Recyclingraten für Kunststoffverpackungsabfälle zu gewährleisten. Dazu wurden einerseits Sekundärmaterialien untersucht und ExpertInnen befragt, anderseits wurden mithilfe der Soft Systems Methode aus den Informationen drei Modelle entwickelt, wie man diese Aufgabe in Österreich bewältigen kann. Diese umfassen verbesserte Trenntechniken, Restmüllsortierung sowie die rohstoffliche Verwertung. In dieser Arbeit nicht weiter verfolgt werden Biokunststoffe, Downcycling und Design for Recycling. ExpertInnen schätzen verbesserte Trenntechniken als am plausibelsten ein, wohingegen für Restmüllsortierung die verbundenen Risiken durch enorme Investitionen sehr hoch sind und das rohstoffliche Recycling an die Errichtung einer großindustriellen Anlage und damit an hohe Inputmengen gebunden ist. Gröbere Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Ersatzbrennstoffen werden sich nach Meinung der ExpertInnen aus dem gesteigerten Recycling von Kunststoffen nicht ergeben.

1 EINLEITUNG

Das Circular Economy (CE) Paket (EC 2020) der EU erfordert eine erhebliche Steigerung der Sammlung von Verpackungskunststoffen bis 2030 (EU 2018). Dieser auf einer Masterarbeit (Haberlandt 2020) beruhende Beitrag behandelt Möglichkeiten, wie die Recyclingquote für Kunststoffabfälle gesteigert werden kann. TB Hauer (2020) erforschen die Realisierbarkeit der von der Single Use Plastics (SUP) Richtlinie (EU 2019) geforderten Sammlung und Verwertung von Kunststoffflaschen und entwickeln dazu mehrere Modelle. Van Eygen, Laner & Fellner (Van Eygen et al. 2018) untersuchen Praktiken und Perspektiven der CE bei Kunststoff in Österreich. Dieser Beitrag geht darüber hinaus und hinterfragt, mithilfe welcher Vorgehensweisen die gesamte Frage des Kunststoffrecyclings im Sinne des CE Paketes gelöst werden kann. Die Entwicklung konzeptioneller Modelle veranschaulicht, welche Schritte nötig sind, um die Behandlungsmethoden besser zu verankern und weiterzuentwickeln, von denen ein positiver Effekt auf die Recyclingquoten für Kunststoffverpackungen (RQKV) erwartet wird. Dieses Ziel wird durch folgende Forschungsfragen abgebildet:

- Durch welche Arten der Abfallbehandlung können RQKV gesteigert werden bzw. welche ökonomisch und ökologisch sinnvollen Modelle können damit gebildet werden?
- Mithilfe welches dieser Modelle bestehen realistische Chancen, die von der EU geforderten Recyclingziele zu steigern?
- Wie wirkt die Steigerung der RQKV auf den Heizwert von Restmüll bzw. die Erzeugung von Ersatzbrennstoffen (EBS)?

2 METHODE

Diese Arbeit verwendet die Soft Systems Methode nach Checkland & Scholes (1990), die Probleme (hier die Notwendigkeit der Steigerung der RQKV aus Siedlungs- und insbesondere Kunststoffabfällen) qualitativ und ganzheitlich betrachtet. Zunächst werden durch intensive Sekundärrecherche (hier v.a. in „grauer" Literatur, Forschungsberichten und Veröffentlichungen nationaler und supranationaler Einrichtungen) Möglichkeiten zur Steigerung der RQKV in Österreich identifiziert und die Systemgrenzen definiert. Mithilfe von ExpertInnen-Interviews werden „Rich Pictures" gezeichnet. Das sind unstrukturierte Bilder, die alle Hauptprobleme und deren Beziehungen umfassen (Gasson 2013). Zur Analyse des Problem-Umsystems werden CATWOE Definitionen entwickelt. Diese betreffen:
Customer: Wer ist der Auftraggeber, Kunde bzw. Nutzer?
Actors: Wer handelt im System, wie werden Actors vom System beeinflusst?
Transformation(sprozess): Was geschieht innerhalb des Systems?
Worldview: Was ist das eigentliche Problem und welche Implikationen ergeben sich aus der Transformation?
Owner: Welche Positionen vertreten Personen/Einheiten mit formaler Macht?
Environment: Welche Regeln/Einschränkungen müssen als fix gesehen werden?

Die Beantwortung dieser Fragen wird in Root Definitions zusammengefasst, die das Wesen der besonderen Situation des Systems erfassen. Jede Root Definition wird zu einem konzeptionellen Modell erweitert, welches jene Aktivitäten zur Zielerreichung und deren Beziehungen beschreibt, die von den zuvor definierten Actors ausgeführt werden und zur erfolgreichen Transformation beitragen sollen (Gasson 2013). Die konzeptionellen Modelle werden auf Plausibilität für die „reale Welt" geprüft. Auch die technische Machbarkeit, die Prioritäten der Modelle und deren jeweiliges Risiko werden beurteilt. Im vorliegenden Fall wurden die Modelle nochmals mit ExpertInnen diskutiert und so validiert (Gasson 2013). Für diese Arbeit wurden so drei Vorgehensmodelle für verbesserten RQKV entwickelt: Restmüllsortierung, verbesserte Sortiertechnik und rohstoffliches Recycling. Deren CATWOE, Root Definitions sowie deren Plausibilität und Machbarkeit werden nachfolgend dargestellt.

3 AUSGANGSSITUATION

Die EU-Mitgliedsstaaten beschlossen 2015 das CEP mit dem Fokus auf Abfallvermeidung und Steigerung des Recyclings von unvermeidbaren Siedlungsabfällen. Die RQKV betragen ab 2025 50 % und ab 2030 55 % der Abfallmengen (EU 2018).
Die ca. 300.000 t Kunststoffabfälle jährlich werden österreichweit in unterschiedlichen Hol- und Bringsystemen und nach unterschiedlichen Vorgaben zur haushaltsnahen Trennung (TB Hauer 2014) erfasst. Die Sortierung von Kunststoffen und deren Aussortierung aus Abfällen erfordern spezielle Methoden wie Sichten, Sieben, sensorgestützte Anlagen, manchmal auch Flotation und immer noch Sortierung von Hand (Bilitewski & Härdtle 2012). Die Verwertung erfolgt dann in kleinem Ausmaß durch Re-Use, durch Recycling (22,5 % nach neuer EU-Berechnung) oder selten bei Bio-Kunststoffen durch Kompostierung (Kreindl 2013). Der Großteil er Kunststoffe in Österreich wird aber thermisch verwertet (77 %, UBA 2017). Thermische Verwertung als EBS oder als Teil des Restmülls in Müllverbrennungsanlagen (MVA) ist als „Konkurrenz" zum Recycling zu sehen und im Zusammenhang damit systemisch zu bedenken (Sarc 2015).
Das Recycling von Kunststoffen kann als rohstoffliches Recycling durch chemisches Aufspalten langer Polymerketten mittels Wärme und Druck in niedermolekulare Produkte/Monomere erfolgen (Kranzinger et al. 2018). Meist aber werden Kunststoffabfälle werkstofflich bzw. mechanisch recycliert: Nach einer möglichst sortenreinen

Aufbereitung werden sie durch Spritzguss, Extrusion oder Intrusion in neue Produkte oder deren Ausgangsstoffe umgewandelt. Nicht-sortenreine Kunststoffe werden für minderwertige, nicht mehr recyclebare Produkte eingesetzt (Downcycling). (Simon 2019).

4 ERARBEITUNG VON RICH PICTURES UND SYSTEMGRENZEN

Aus den gesammelten Informationen werden Rich Pictures entwickelt, die das System der Abfallwirtschaft jeweils aus einer anderen Perspektive sehen:
Bezogen auf die Abfallwirtschaft sind die Kreislaufführung von der Produktion über Verwendung bis hin zu Sammlung, Sortierung und Wiedereinsatz zentral. Damit verbundene Aufgaben und Probleme betreffen die Trennbarkeit von Materialien, Verbund- und Mischkunststoffe und die Anzahl der Kunststoffarten, die die Trennung erschweren. Auch das Ausscheiden von nicht aussortierten Kunststoffen aus dem Restmüll sowie die Tatsache, dass für v.a. Lebensmittelverpackungen keine Rezyklate verwendet werden dürfen, vermindern das Recyclingpotenzial.
Bezogen auf die BürgerInnen spielt v.a. deren Sammel- und Trennverhalten eine große Rolle, das man durch bewusstseinsbildende Maßnahmen und Anreize steuern möchte. Auch die Akzeptanz von Recyclingprodukten und die Bereitschaft zu alternativem Verhalten (z.B. durch Re-Use) haben einen Einfluss auf das Recycling.
Bezogen auf den Staat geht es um die Erreichung der abfallwirtschaftlichen Ziele, die auch Forderungen der EU unterliegen. Der Staat seinerseits kann auch Druck auf die produzierende Industrie, die Abfallwirtschaft, aber auch auf BürgerInnen ausüben. Der Staat kann aber auch mit Bildungs- und Sensibilisierungsmaßnahmen der Öffentlichkeit und Förderungen positive Anreize für Recycling setzen.

Die Systemgrenzen werden hier gesetzt ab der Ankunft des Abfalls im Abfallwirtschaftsunternehmen bis zur Abgabe der aufbereiteten Kunststoffabfälle an den weiterverarbeiteten Betrieb. Da Auswirkungen von erhöhten RQKV auf thermische Abfallverwertung zu erwarten sind, wird auch dieser Bereich mitbetrachtet.

5 MODELLE ZUR ERHÖHUNG DES RECYCLINGANEILS FÜR KUNSTSTOFFE

In ExpertInnen-Interviews wurden Möglichkeiten zur Steigerung der Recyclingquote von Kunststoffverpackungen erhoben. Im Folgenden nicht weiter betrachtet werden

- der Einsatz von Biokunststoffen. Diesen wird von den ExpertInnen wegen der damit verbundenen ökologischen und sozialen Probleme kein großes Entwicklungspotenzial zugeschrieben, auch Recyclingmöglichkeiten sind nicht vorhanden. Bei der Kompostierung gehen Biokunststoffe in ihrer Substanz auf und können daher keinem Recycling im engeren Sinne zugeführt werden. Einzig die schnellere Verrottung bei Littering wird positiv angemerkt.
- verstärkter Einsatz von Downcycling, bei dem auch aus bisher thermisch verwerteten Kunststoffabfällen etwas Sinnvolles produziert werden kann, aber eben nur einmal, weil ein nochmaliges Recycling und damit eine stabile Schließung von Kreisläufen nicht möglich sind (Simon 2019).
- außerhalb der Systemgrenzen, also des Wirkungsbereiches von Abfallwirtschaftsunternehmen, liegende Aspekte wie Vorgabe von Recyclingquoten, Design for Recycling, Erhöhung der Produzentenverantwortung, aber auch Verantwortung der BürgerInnen zur effektiven Mülltrennung durch Bewusstseinsbildung, diverse Anreizsysteme und digitale Hilfsmittel wie der Wertstoffscanner.

Nachfolgend werden anhand der Soft Systems Methode die Modelle diskutiert, die nach Meinung der ExpertInnen Potenzial zur Steigerung der RQMV aufweisen.

5.1 Restmüllsortierung zur Steigerung der RQKV

In gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll) sind immer Kunststoffe und Kunststoffverpackungen enthalten und gehen direkt in die Verbrennung. Hier könnte man mit einer maschinellen Restmüllsortierung, die verschiedene Wertstoffe aussortiert, die RQKV erhöhen.

C: Staat Österreich, der die EU-Quoten erreichen muss
A: Unternehmen der Abfallwirtschaft in Österreich
T: für das Recycling
W: Steigerung der Kunststoffverpackungsmenge für den Recyclingprozess
O: Unternehmen der Abfallwirtschaft in Österreich
E: Investitionen, Betreiber von Müllverbrennungsanlagen, Marktdruck Zementwerke, Verschmutzungsgrad im Abfall befindlicher Kunststoffverpackungen
Die dazugehörige Root Definition lautet: Österreichische Abfallwirtschaftsunternehmen nutzen die Restmüllsortierung, um Kunststoffverpackungen effektiver aus dem Restmüll auszusortieren und dem Recycling zuzuführen. So tragen sie zur Erreichung der EU-Ziele für den Staat Österreich bei, unter Bedachtnahme auf Investitionen, die Interessen der Betreiber von Müllverbrennungsanlagen, den von Zementwerken ausgehenden Marktdruck sowie den Verschmutzungsgrad der im Abfall befindlichen Kunststoffverpackungen (vgl. Abb. 1).

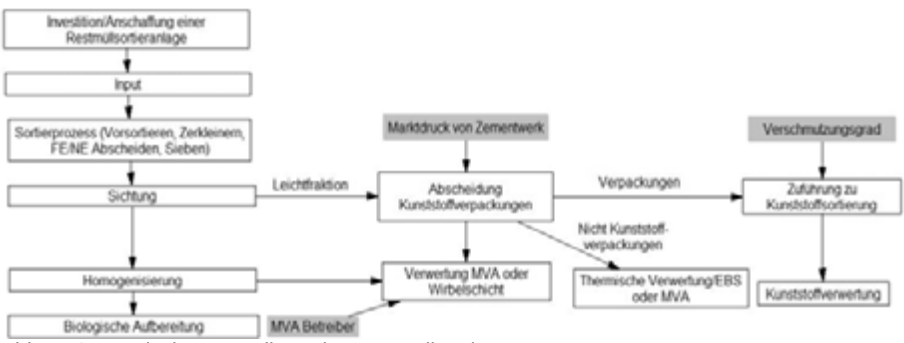


Abb. 1: Systemische Darstellung der Restmüllsortierung.

Werden die 74 % der derzeit in Österreich unbehandelt in die Müllverbrennung gelangenden gemischten Siedlungsabfälle vorbehandelt und ein guter Teil der darin enthaltenen 7 % Kunststoffverpackungen (BMNT 2018) aussortiert, besteht ein erhebliches Potenzial, zum Recycling von Kunststoffverpackungen beizutragen. Aus der entstehenden Leichtfraktion aussortierte Nicht-Verpackungen können eventuell weiterhin als EBS verwendet, der Rest einem Kunststoffrecycling zugeführt werden.
Der Restmüllsortierung stehen mehrere Argumente entgegen, allen voran die enormen Investitionen und Platzerfordernisse. Letzteren kann man begegnen, indem man mehrere Anlagen zur Sortierung errichtet und auch auf bestehende Anlagen etwa zur Sortierung der Leichtfraktion zurückgreift.
Auch von Zementwerken bezahlte höhere Preise für EBS könnten sich auf das Recycling negativ auswirken, da der Anreiz zur Produktion von EBS höher wäre. Nach ExpertInneneinschätzung ist dieses Risiko allerdings gering. Momentan stellt sich die Situation ohnehin umgekehrt dar, da für die Annahme von EBS in Zementwerken Zuzahlungen geleistet werden müssen.
Schließlich erschwert die hohe Verschmutzung von aus dem Restmüll aussortierten Kunststoffen deren Recycling aus rechtlicher, ökonomischer und technischer Sicht, v.a. den Einsatz für die Erzeugung von Lebensmittelverpackungen. Dafür wäre da-

her Downcycling die Konsequenz. Dazu tritt der Einfluss der Kosten für primäre Rohstoffe, der sich gerade in der Corona Situation massiv zeigt: Bei niedrigen Preisen für primäre Rohstoffe sind Sekundärrohstoffe teuer, es bedürfte einer verpflichtenden Rezyklateinsatzquote oder eines Rezyklatbonus.
Insgesamt sehen die ExpertInnen hoheitliche Eingriffe nötig, wenn die EU-Vorgaben erreicht werden sollen und dazu die Restmüllsortierung unumgänglich wird, auch wenn sie eventuell unwirtschaftlich ist. Daher bedarf es einer klaren politischen Strategie und Richtungsdefinition für die Abfallwirtschaft, da Änderungen wie die Einführung eines Einwegpfandes auf Getränkeverpackungen die Zusammensetzung des Restmülls und damit die Wirtschaftlichkeit der Restmüllsortierung verändern können.

5.2 Einsatz von verbesserten Sortieraggregaten zur Steigerung der RQKV

Die ExpertInnen sehen ein großes Potenzial in der Verbesserung der Trenntechniken vor allem bei PET, HDPE und PP. Besonders sinnvoll sehen sie die Kennzeichnung von Produkten mit auslesbaren Codes und die Erhöhung der Sortiertiefe, v.a. mithilfe sensorgestützter Sortierung. Digitalisierung spielt hier eine große Rolle.

C: Staat Österreich, der die EU-Quoten erreichen muss
A: Unternehmen der Abfallwirtschaft in Österreich
T: Größere sortenreine Kunststoffverpackungsmengen durch bessere Sortiertechnik
W: Mehr sortenreine Kunststoffverpackungen ermöglichen mehr Recycling
O: Unternehmen der Abfallwirtschaft in Österreich, Kunststoffverpackungshersteller
E: Wirtschaftlicher Betrieb der Anlage, Steigerung der Kapazitäten, Absatzproblem
Die dazugehörige Root Definition lautet: Österreichische Abfallwirtschaftsunternehmen stellen Kunststofffraktionen her, um sie dem Recycling zuzuführen und so für den Staat Österreich zur Erreichung der EU-Ziele beizutragen, unter Bedachtnahme auf Anlagenwirtschaftlichkeit, Kapazitätssteigerung und Absatzprobleme (vgl. Abb. 2).

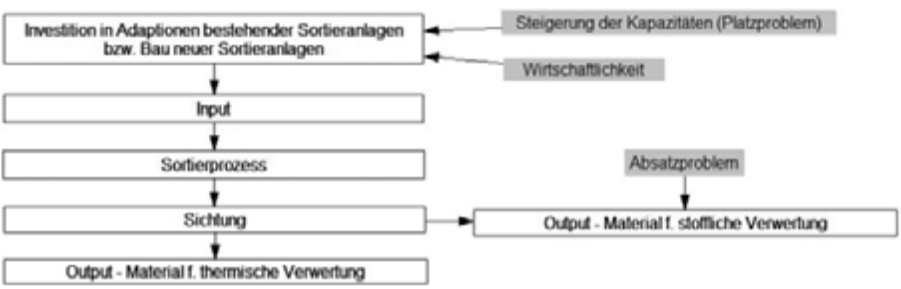


Abb. 2: Systemische Darstellung des Einsatzes von verbesserten Sortieraggregaten.

Um dies zu erreichen, sind sowohl der Ausbau und die Aufrüstung bestehender Sortieraggregate als auch die Errichtung neuer Sortieranlagen nötig, um Kapazitäten und Sortiertiefen anzupassen und weiterhin die Trennung von stofflicher und thermischer Verwertbarkeit zu gewährleisten. Zudem ist die technische Verbesserung der maschinellen Sortierung nötig, etwa durch Kombination mehrerer Erkennungsmethoden oder mehrfache Durchläufe des Inputmaterials. Auch der Einsatz von Robotern wird forciert und erleichtert die zunehmend schwierigere Suche nach Arbeitskräften für händische Sortierung.
Auch diesem Modell stehen mehrere Argumente entgegen, auch wenn solche Anlagen nach Meinung der ExpertInnen grundsätzlich wirtschaftlich betrieben werden können. Dennoch wird auf die Notwendigkeit großer Investitionen und die damit ver-

bundenen Risiken hingewiesen und v.a. auf die Gefahr einer Überschwemmung des Marktes mit Sekundärkunststoffen, sodass durch einen Preisverfall dessen Produktionskosten nicht mehr gedeckt sein könnten. Dies gilt laut ExpertInnen zumindest vor Corona aber keinesfalls für PET-Granulate, die am Markt sehr gefragt sind.
Auch die verbesserte Sortiertechnik kann nicht unabhängig von Strategiedefinitionen für die Abfallwirtschaft gesehen werden, da auch hier Änderungen wie die Einführung eines Einwegpfandes auf Getränkeverpackungen die Zusammensetzung des Input wie auch des Outputs ändern werden.

5.3 Rohstoffliche Verwertung zur Steigerung der RQKV

Besondere Relevanz sehen die ExpertInnen in der Entwicklung neuer Recyclingmethoden, v.a. bei vermischten Polyolefinen, die derzeit nur thermisch verwertet werden und deren Zusatzstoffe teilweise das werkstoffliche Recycling erschweren. Bei rohstofflichem Recycling würden diese zerstört. Allerdings wird die ökologische Sinnhaftigkeit eines solchen Vorgehens wegen des hohen Energiebedarfs und ihrer Konkurrenz mit der direkten stofflichen Verwertung kritisch gesehen.

C: Staat Österreich, der die EU-Quoten erreichen muss
A: Unternehmen, die rohstoffliche Industrieanlagen betreiben bzw. entwickeln
T: Einsatz rohstofflichen Recyclings im Industriemaßstab
W: Erhöhung der, die für rohstoffliches Recycling einsetzbaren Kunststoffmenge
O: Unternehmen der Abfallwirtschaft in Österreich
E: Wirtschaftlichkeit, Abhängigkeit von Partnern, Inputmengen Problem, Qualität der Polyolefine im Abfall, Konkurrenz durch die direkte stoffliche Verwertung
Die dazugehörige Root Definition lautet:
Österreichische Abfallwirtschaftsunternehmen nutzen eine verbesserte Sortiertechnik, um Kunststoffverpackungen effektiver aus den vorhandenen Leichtfraktionen auszusortieren und dem rohstofflichen Recycling zuzuführen und so zur Erreichung der EU-Ziele für den Staat Österreich beizutragen, unter Bedachtnahme auf Wirtschaftlichkeit, die Abhängigkeit von Partnern, Inputmengen-Probleme, die Qualität der Polyolefine im Abfall und Konkurrenz durch direkte stoffliche Verwertung (vgl. Abb.3)

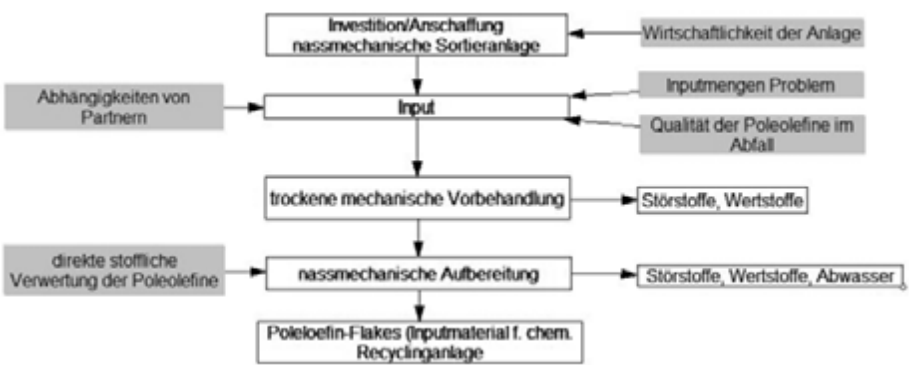


Abb. 3: Systemische Darstellung des rohstofflichen Recyclings.

Die Aufbereitung der gesammelten und angelieferten Kunststoffabfälle setzt das Vorhandensein einer großtechnischen Anlage voraus, die derzeit in Österreich nicht verfügbar ist, weswegen das Modell eher als Zukunftsmodell zu sehen ist.
Damit ist das größte Gegenargument angesprochen, denn Investitionen in entsprechende Aufbereitungsverfahren werden erst dann getätigt, wenn Anlagen für roh-

stoffliche Verwertung im großindustriellen Maßstab konkret geplant werden und Spezifikationen, Qualitäten und andere Standards definiert sind. Zudem müssen auch die Inputs für die Anlage in großer Menge zur Verfügung stehen, was weitere ökologische und ökonomische Belastungen durch erforderlichen Transport bringt. Eine weitere Herausforderung ist die Beseitigung von Störstoffen vor der rohstofflichen Verwertung, die mit Störstoffen nicht gut umgehen kann. Eine hohe Reinheit der Inputs könnte dafür aber auch ein ökologisch und ökonomisch vorteilhafteres werkstoffliches Recycling ermöglichen. Im Unterschied zu den beiden zuvor diskutierten Modellen konkurriert die rohstoffliche Verwertung nicht nur mit den Preisen von Primärkunststoffen, sondern auch mit dem von Rohöl, wenn eine Zerlegung in Monomere erfolgt. Zudem ist die Zerlegung von Kunststoffen in rohölähnliche Produkte derzeit weder ökonomisch noch ökologisch sinnvoll. Schließlich steht das Modell mit dem verstärkten Einsatz von Biokunststoffen in Konkurrenz, da diese als Nicht-Polyolefine nicht dem rohstofflichen Recycling zuführbar sind.

6 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Frage nach den Arten der Abfallbehandlung, mit deren Hilfe die RQKV gesteigert werden können, ergab drei praktikable Modelle, die Verbesserung der Sortiertechnik von Kunststoffverpackungen und die rohstoffliche Verwertung

Die Restmüllsortierung wird als sinnvoll erachtet, weil derzeit im österreichischen Restmüll noch eine große Menge an (Verpackungs-)Kunststoffen enthalten ist, die derzeit großteils in die thermische Verwertung gehen. Laut einer Hochrechnung der Sortieranalyse (BMNT 2018) sind dies über 100.000 Tonnen.

Der Verbesserung der Sortiertechniken bzw. Sortieranlagen wird ein großes Potenzial zugeschrieben, das mithilfe der Investition in technische Verbesserungen und mittels Hinzuziehung von Robotern ausgeschöpft werden kann.

Die rohstoffliche Verwertung kann vor allem bei Polyolefinen eingesetzt werden um deren Recycling über den Umweg über Monomere zu ermöglichen, anstatt sie wie derzeit der thermischen Verwertung zuzuführen. Die Einschränkungen hier sind die ökologische und die ökonomische Sinnhaftigkeit und vor allem die derzeitige Nicht-Verfügbarkeit im industriellen Maßstab. Mit dem Ausstieg aus fossilen Rohstoffen könnte dieser Methode aber mehr Gewicht zukommen.

Die Frage nach der Abschätzung realistischer Chancen, die von der EU geforderten Recyclingquoten zu steigern, kann für alle drei untersuchten Modelle positiv beantwortet werden. Für die Umsetzung jedes einzelnen werden aber hohe Investitionen nötig sein, v.a. bei der Restmüllsammlung, die den Aufbau sehr großer Verarbeitungskapazitäten verlangt, und beim rohstofflichen Recycling, das den Aufbau einer großtechnischen Anlage erfordert, für deren Inputs ebenfalls eigene Aufbereitungsverfahren nötig sind. Demgegenüber ist das wirtschaftliche Risiko bei der verbesserten Sortierung als relativ geringer einzustufen, da bereits in die Verbesserung der Sortiertiefe investiert wird und dieses Vorgehen einfach intensiviert werden muss.

Bezüglich der Fristigkeit der Umsetzung der Modelle gilt, dass die verbesserte Sortierung nach Meinung der ExpertInnen am schnellsten umsetzbar ist, gefolgt von der Restmüllsortierung. Die Einführung einer rohstofflichen Verwertungsschiene kann in Österreich nicht einmal mittelfristig umgesetzt werden.

Neben den Kosten der Steigerung der RQKV spielen auch andere finanzielle Einflussfaktoren eine Rolle, etwa die Preise der jeweiligen Primärkunststoffe, aber auch potenzielle Preise für EBS und beim rohstofflichen Recycling der Rohölpreis.

Für alle drei Modelle gilt, dass die Politik abfallwirtschaftliche Ziele und Herangehensweisen im Vorfeld abklären muss, etwa die Einführung von Pfandsystemen und Mehrwegquoten. Denn der Wegfall bestimmter Bestandteile des jetzigen Restmülls (etwa Hohlkörper) beeinflusst Sortierprozesse und rohstoffliches Recycling.

Bezüglich der Auswirkungen gesteigerter RQKV auf Erzeugung und Mengen von EBS weist Österreich ein Überangebot an EBS auf, obwohl die von der EU ab 2025 vorgeschriebenen Recyclingquoten bei weitem nicht erfüllt werden. Nach Meinung der ExpertInnen besteht daher Potenzial für den Umstieg von der Ersatzbrennstoffproduktion auf Kunststoffrecycling, ohne die Versorgung von Zementwerken und MVA zu beeinflussen oder von EBS-Importen abhängig zu werden. Allerdings wird die Aussortierung von recyclingfähigen Kunststoffen dazu führen, dass der Heizwert des verbleibenden Abfalls sinkt, sich dadurch die EBS-Menge verringert und eventuell bessere Preise erzielt werden können. Eine ausreichend große Menge an Biokunststoff im Abfall könnte fast klimaneutral thermisch verwertet werden und eine Nachfrage von Zementwerken nach EBS aus Biokunststoffen induzieren, um den CO2-Ausstoß kostenwirksam zu verringern.

LITERATUR

Bilitewski, B., Härdtle, G. (2012). *Abfallwirtschaft Handbuch für Praxis und Lehre*. Springer Vieweg, Berlin.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2018): *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in* Österreich. Statusbericht. Wien.

Checkland, P., Scholes, J. (1990): *Soft Systems Methodology in Action*. John Wiley & Sons Ltd, Chicester.

European Commission (EC 2020): *Circular Economy Action Plan. For a cleaner and more competitive Europe.* European Union, Brussels.

Europäisches Parlament und der Rat der EU (EU 2018): *Richtlinie 2018/852 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle.* Amtsblatt der Europäischen Union, Brüssel.

Europäisches Parlament und der Rat der EU (EU 2019): *Richtlinie 2019/904 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt (Single Use Plastics Directive SUP)*. Amtsblatt der Europäischen Union, Brüssel.

Gasson, S. (2013). *The Process of Soft Systems Methodology*. Abgerufen am 21. Juni 2020 von Drexel University; College of Computing & Informatics: http://cci.drexel.edu/faculty/sgasson/ssm/Process.html.

Haberlandt, S. (2020): *Steigerung der Recyclingquoten von Kunststoffverpackungen als Beitrag zur Erreichung der EU-Abfallwirtschaftsziele und deren Auswirkungen auf die Ersatzbrennstoffe*. Masterarbeit Universität Graz, Graz

Kranzinger, L., Pomberger, R., Schwabl, D. Flachberger, H., Bauer, M., Lehner M., Hofer W. (2018): *Output-oriented analysis of the wet mechanical processing of polyolefin-rich waste for feedstock recycling*. Waste Management & Research, 36 (5) 5, 445-453

Kreindl, G. (2013). *Einsatz von Biokunststoffverpackungen aus Sicht der Abfallwirtschaft*. In Thomé-Kozmiensky, K. J. & Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 6 .TK Verlag, Neuruppin, 261-291.

Sarc, R. (2015). *Herstellung, Qualität und Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen zur Erreichung der 100%-igen thermischen Substitution in der Zementindustrie*. O.V. Leoben.

Simon, B. (2019). *What are the most significant aspects of supporting the circular economy in the plastic industry?* Resources, Conservation and Recycling, 141, 299-300.

Technisches Büro Hauer (2014). *Clusterung von Sammeltypen für Leicht-, Metall- und Glasverpackungen aus Haushalten (Ist-Zustand)*. Korneuburg.

Technisches Büro Hauer (2020). *Möglichkeiten der Umsetzung der EU-Vorgaben betreffend Getränkegebinde, Pfandsysteme und Mehrweg*. Wien.

Umweltbundesamt. (2017). *Kunststoffabfälle in Österreich Aufkommen & Behandlung*. Wien.

Van Eygen, C., Laner, D., Fellner J. (2018): *Circular economy of plastic packaging: Current practice and perspectives in Austria*. Waste Management 72, 55-64.

90 %-Erfassung von Kunststoff-Getränkeverpackungen

W. Hauer
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich

A. Allesch, P. Beigl & M. Huber-Humer
Universität für Bodenkultur, Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

M. Wellacher
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU-Richtlinie zur Verringerung von Einwegplastik (Single-Use-Plastic- oder SUP-Richtlinie) sieht vor, dass Kunststoffgetränkeflaschen bis zum Jahr 2029 zu zumindest 90 % zum Zwecke des Recyclings getrennt gesammelt werden. Dies erscheint nur mit einem Anreiz in Form eines Pfandes realistisch. Eine hohe Sammelquote an Getränkeflaschen liefert einen signifikanten Beitrag zur Erreichung von Recyclingzielen für Kunststoff-Verpackungen. Neben Getränkeflaschen sind zum Erreichen der Recyclingziele alle Kunststoff-Verpackungen entsprechend recyclinggerecht zu gestalten.

1 EINLEITUNG

Die EU-Richtlinie zur Verringerung von Einwegplastik (Single-Use-Plastic- oder SUP-Richtlinie) (Europäisches Parlament 2019) sieht vor, dass Kunststoffgetränkeflaschen bis zum Jahr 2029 zu zumindest 90 % zum Zwecke des Recyclings getrennt gesammelt werden. Damit soll insbesondere das achtlose Wegwerfen (Littering) hintangehalten und die Verschmutzung der Umwelt verringert werden. Zudem sollen Getränkeflaschen aus PET zu zumindest 30 % aus recyceltem Kunststoff bestehen. Parallel sind die Vorgaben des EU-Kreislaufwirtschaftspakets zu beachten (Europäische Kommission 2020):

- Recycling von Kunststoffverpackungen zu zumindest 50 % bis 2025 und 55 % bis 2030
- Recycling von Siedlungsabfällen zu zumindest 55 % bis 2025 und 60 % bis 2030

An Kunststoffgetränkeflaschen werden jährlich etwa 1,6 Mrd. Stück mit einer Masse von etwa 49.000 Tonnen in Verkehr gesetzt. Diese Menge beinhaltet die Gebinde samt Verschlüssen und Etiketten. Als Getränke im Sinne der SUP-Richtlinie gelten auch flüssige Milchprodukte, Wein und Spirituosen. Die am häufigsten in Kunststoffflaschen abgefüllten Getränke sind Wässer und Limonaden mit einem Anteil von jeweils etwa 40 %. Die häufigste Gebindegröße ist die 1,5 Liter Flasche. Der Anteil an Gebinden kleiner ein Liter beträgt etwa 40 % nach Stück.

Der Anteil an Getränkeflaschen am gesamten Aufkommen an Kunststoff-Verpackungen im Haushaltsbereich ist mit 25 % beträchtlich.

Neben den Kunststoffgetränkeflaschen werden etwa 0,8 Mrd. Getränkedosen mit einer Masse von knapp 14.000 Tonnen jährlich in Verkehr gesetzt. Die am häufigsten in Metall abgefüllten Getränke sind Bier und Energy Drinks mit insgesamt etwa drei Viertel der Gesamtmenge.

Die derzeitige Sammelquote von Kunststoffgetränkeflaschen beträgt etwa 70 %, die Sammelquote aller anderen Kunststoffverpackungen im Haushaltsbereich beträgt etwa 58 %. Die Recyclingquote von Kunststoffverpackungen aus dem Haushaltsbereich beträgt etwa 25 %, jene der Teilmenge für Kunststoff-Getränkeflaschen etwa 40 %.

2 MAßNAHMEN ZUR SAMMLUNG VON KUNSTSTOFFGETRÄNKEFLASCHEN ZU ZUMINDEST 90 %

In der Studie werden vier Varianten zur Erreichung des 90 %-Sammelzieles entwickelt, beschrieben und hinsichtlich der zu erwartenden Auswirkungen (mittels Einbindung der betroffenen Wirtschaftszweige, mit nationalen und internationalen Reviews, Materialflussanalysen und Life-Cycle-Costing) untersucht. Dabei steht das Erreichen des 90 %-Sammelzieles im Vordergrund. Mit betrachtet werden auch Auswirkungen auf die Erreichung der Recyclingziele für Kunststoffverpackungen.)

Variante 1: Intensivierung der getrennten Sammlung und ergänzende Sortierung aus gemischten Siedlungsabfällen
Variante 2: Massive Intensivierung der getrennten Sammlung und ergänzende Sortierung aus gemischten Siedlungsabfällen (Vorschlag des größten Sammel- und Verwertungssystems, der ARA AG)
Variante 3: Pfand auf Gebinde kleiner 1,0 Liter, Intensivierung der getrennten Sammlung und ergänzende Sortierung aus gemischten Siedlungsabfällen
Variante 4: Pfand auf alle Kunststoffgetränkeflaschen

Tab. 1: Variantenvergleich: Mengen, Quoten und Materialflüsse für Kunststoffgetränkeflaschen.

	Ist Stand	V1-75 % Sammlung	V2 82 % Sammlung	V3 Pfand für <1,0-L	V4 Pfand
In Verkehr gesetzt	**49.000**	**49.000**	**49.000**	**49.000**	**49.000**
Getrennte Sammlung	34 200	36 800	40 200	28 100	
Pfandsammlung		-	-	13 200	46 600
Getrennt gesammelt	34 200	36 800	40 200	41 300	46 600
Aus Restmüll für 90 % Sammelquote		7 350	3 920	2 750	
zu sortierender Restmüll		*1,1 Millionen*	*0,8 Millionen*	*0,7 Millionen*	
∑ Getrennt gesammelt		44 100	44 100	44 100	46 000
Sammelquote	70%	90 %	90 %	90 %	95 %

Hinsichtlich der Auswirkungen der Varianten ist zu erwarten, dass beim Pfand die höchsten Effekte gegen Littering erzielt werden und dass die höchste Materialqualität an Kunststoffgetränkeflaschen einem Recycling zur Verfügung steht.

Ein Anheben der bestehenden Sammelquote der getrennten Sammlung von Kunststoffgetränkeflaschen gemeinsam mit anderen Leichtverpackungen (Gelbe Tonne, Gelber Sack) auf die geforderten 90 % erscheint nicht realistisch.

Selbst unter der Annahme, dass eine durchschnittliche Sammelquote von 80 % erreicht wird, fehlen 10 %-Punkte auf die geforderten 90 %. Dazu wird erwogen, Kunststoffgetränkeflaschen aus gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll) auszusortieren. Ob dies in Übereinstimmung mit der Anforderung der SUP-Richtlinie nach „getrennt gesammelt zum Zwecke des Recyclings“ steht und zur Zielerreichung der 90 %-Sammlung beiträgt, wird zu klären sein (Stand: Jänner 2020). Falls ein Aussortieren als Beitrag zur Zielerreichung gewertet werden kann, müssen selbst bei einer 82 %-

Sammelquote noch etwa 800.000 Tonnen pro Jahr an gemischten Siedlungsabfällen sortiert werden, d.s. rund 60 % der österreichischen Restmüllmenge.

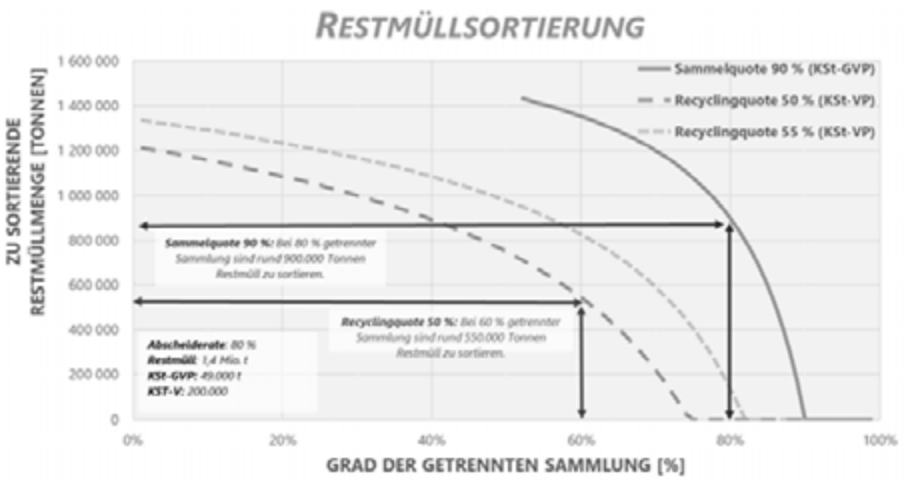


Abb. 1: Zu sortierende Restmüllmengen in Abhängigkeit der verschiedenen Sammelquoten. Wenn 80 % aller Kunststoff-Getränkeflaschen gesammelt werden, sind zusätzliche 10 %-Punkte aus Restmüll zu sortieren. Dazu müssen zumindest 800.000 Tonnen pro Jahr (60 % der Gesamtmenge) an Restmüll in Sortieranlagen behandelt werden.

Zu berücksichtigen ist, dass Kunststoffgetränkeflaschen in den gemischten Siedlungsabfällen einen Anteil von weniger als 1 % ausmachen. Erfolgt eine Sortierung von Restmüll ausschließlich zur Gewinnung dieses einen Produktes, müssen diesem Produkt die gesamten Kosten für die Behandlung von 100 % der Abfälle zugerechnet werden. Bei Betrachtung der Kosten stehen den höheren Sammelkosten im Falle eines Pfandes die noch höheren Kosten für eine alternative Sortierung von Kunststoffgetränkeflaschen aus Restmüll gegenüber.

3 MAßNAHMEN ZUM ERREICHEN VON RECYCLINGQUOTEN FÜR KUNSTSTOFFVERPACKUNGEN (50 % BZW. 55 %)

Zum Erreichen des Zieles einer 50 %-Quote bzw. 55 %-Quote des Recyclings von Kunststoffverpackungen sind ein wesentlicher Ausbau und eine wesentliche Steigerung der getrennten Sammlung aller Kunststoffverpackungen unabdingbar. In den vier Varianten wird von unterschiedlichen Erfordernissen ausgegangen, um das Ziel zu erreichen:

Die derzeitige Sammelquote für sonstige Kunststoffverpackungen (Nicht-Kunststoffgetränkeverpackungen) liegt bei knapp 60 %. Diese Quote muss jedenfalls auf über 70 % gesteigert werden. Die ARA AG geht in ihrem Maßnahmenkatalog von einer Steigerung auf 80 % aus. Dies wäre eine deutliche Steigerung gegenüber dem aktuellen Stand und scheint überaus schwierig zu erreichen.

Im Falle einer Pfandlösung könnte mit einer Sammelquote von rund 70 % für Nicht-Kunststoffgetränkeverpackungen das 50 % Ziel ohne Sortierung und das 55 % Ziel durch Sortierung von 370.000 Tonnen gemischten Siedlungsabfällen erreicht werden, um eine ausreichende Menge an Sekundärkunststoffen für das Recycling verfügbar zu machen.

4 AUSGESTALTUNG EINES PFANDSYSTEMS

Bei der Ausgestaltung eines Pfandsystems sind verschiedene Gestaltungselemente zu definieren. Die Empfehlungen der Autor*innen lauten:

Packstoffe

- Einwegpfand auf Kunststoff- und Metallgetränkeverpackungen
- Kein Einwegpfand auf Glasgetränkeverpackungen und Getränkeverbundkarton; aber ein konkretes Monitoring wird empfohlen

Getränkearten

- Einwegpfand für alle Getränkearten

Pfandhöhe

- EUR 0,30 einheitlich für alle Getränkearten und Gebindegrößen

Rücknahmeinfrastruktur und Verpflichtung

- Rücknahmeinfrastruktur: Manuelle und automatisierte Rücknahme an Rücknahmeautomaten
- Rücknahmeverpflichtung für alle bepfandeten Einweg-Getränkeverpackungen bei automatisierter sowie bei manueller Rücknahme
    - Geschäfte mit einer Verkaufsfläche > 200 Quadratmeter müssen alle bepfandeten Einweg-Getränkeverpackungen zurücknehmen
    - Geschäfte mit einer Verkaufsfläche ≤ 200 Quadratmeter müssen nur jene Marken an bepfandeten Einweg-Getränkeverpackungen zurücknehmen, die im Angebot sind oder Geschäfte mit einer Verkaufsfläche ≤ 200 Quadratmeter müssen nur jene Packstoffe und Größen (Volumen) an bepfandeten Einweg-Getränkeverpackungen zurücknehmen, die im Angebot sind.

Aufwandsentschädigung, Eigentum der Sammelware und Pfandschlupf

- Aufwandsentschädigung: Ob und in welcher Höhe eine Aufwandsentschädigung an den Handel ausbezahlt wird, hängt von der konkreten Ausgestaltung des Einwegpfandsystems ab.
- Eigentum der Sammelware: Der Eigentümer der Sammelware muss sicherstellen, dass - im Sinne der Kreislaufwirtschaft - österreichische Produzenten/Abfüller aliquot zur in Verkehr gesetzten Menge Zugriff auf die Sammelware haben.
- Pfandschlupf:
    - Der Pfandschlupf darf nicht dazu führen, dass eine geringe Sammelquote gefördert wird.
    - Die Einnahmen aus dem Pfandschlupf sollen zur Finanzierung des Einwegpfand-Systems dienen.
    - Der Pfandschlupf muss einer zentralen Stelle zugeordnet werden, die sicherstellt, dass die Einnahmen aliquot auf die Systemteilnehmer aufgeteilt werden, um Rücknahme, Sammlung, Transport und Sortierung zu finanzieren.

Registrierung und Zertifizierung

- Registrierung für neue Gebinde: Eine verpflichtende Registrierung neuer Gebinde dient
    - der Sicherung der Verwertbarkeit durch entsprechende technische Spezifikation
    - der maschinellen Erkennbarkeit durch Pfandsymbol, Barcode, Geometrie

5 MAßNAHMEN ZUR STÄRKUNG VON MEHRWEG-GETRÄNKE-VERPACKUNGEN

Bei Mehrweggebinden werden sowohl das Material als auch deren Struktur (Form) mehrfach genutzt. Im Vergleich dazu wird beim Recycling lediglich das Material mehrfach verwendet. Die Struktur wird zerstört und muss wiederhergestellt werden.

Bei einer Rezyklateinsatzquote von 50 % zeigt sich, dass diese zu einer 2-fachen Verwendung des Materials führt. Die seitens der SUP-Richtlinie geforderten 30 % ergeben eine 1,4-fache Verwendung. Jede Mehrwegflasche, die drei Mal verwendet wird, ist einem Recyclingsystem mit 50 %-Quote aus der Sicht der Reduktion des Einsatzes von Primärressourcen überlegen.

Eine Förderung von Mehrwegsystemen kann anhand verschiedener Anreizsysteme erfolgen:

1. Information und Motivation der Konsument*innen
2. Deutliche Kennzeichnung
3. Hohe Convenience für Bürger*innen zur Rückgabe
4. Primärrohstoffe und Energie verteuern
   Je teurer Primärrohstoffe und Energie sind, desto weniger wird davon in Anspruch genommen. So kann eine (künstliche) Verteuerung von Kunststoff-Primärmaterial sowohl ein Recycling als auch eine Mehrfachnutzung unterstützen. Da auch bei einem Recycling von Kunststoffen ein Anteil Primärmaterial ergänzt werden muss, wirkt sich ein Verteuern von Primärrohstoff stärker positiv für Mehrweg und weniger für Recycling aus. Von Seiten der Europäischen Kommission wurde bereits im Frühjahr 2018 über eine Kunststoff-Primärmaterialsteuer in Höhe von EUR 800 pro Tonne nachgedacht.
5. Anreizsysteme
6. Verpflichtungen
   Verpflichtungen zum Verkauf von Getränken in Mehrweggebinden müssten derart gestaltet sein, dass eine Durchsetzbarkeit der Vorgaben bei jedem einzelnen Unternehmen (Handel, Abfüller, Importeur) gegeben sein müsste. Zielvorgaben an eine gesamte Branche erfüllen diese Anforderung nicht.
7. Standardisierung von Gebinden
8. Anerkennung von Kunststoff-Mehrwegflaschen als „gesammelt zum Zwecke des Recyclings“ als Beitrag zur 90 % Quote der SUP-Richtlinie
   Sofern Kunststoff-Flaschen, die als Mehrweggebinde geführt und für eine Wiederbefüllung zurückgenommen werden, auch als „gesammelt zum Zweck des Recyclings“ anerkannt werden, wäre ein Anreiz für Abfüller für den Einsatz von Kunststoff-Mehrwegflaschen gegeben.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Ziel zur getrennten Sammlung von zumindest 90 % an Kunststoff-Getränkeflaschen scheint nur mit der Einführung eines Pfandsystems realistisch. Damit sind Rücklaufquoten von deutlich über 90 % erreichbar. Diese hohen Sammelquoten liefern einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung des 50 % Recyclingzieles für Kunststoff-Verpackungen, welches bereits im Jahr 2025 erreicht werden muss.

Ergänzend zur hohen Sammelquote von Getränkeflaschen ist eine verwertungsgerechte (und damit auch sortiergerechte) Gestaltung von Kunststoffverpackungen insgesamt erforderlich. Die Sortierung von getrennt gesammelten Kunststoffverpackungen muss massiv verbessert werden und die Sortiertiefe massiv gesteigert werden.

Eine Sortierung von Kunststoffverpackungen aus gemischten Siedlungsabfällen bis zu den Jahren 2025 bzw. 2030 erscheint nur in eingeschränktem Maße an ausgewählten Standorten mit bestehender Basisinfrastruktur machbar.

LITERATUR

Europäische Kommission (2020): *Circular Economy Action Plan. For a cleaner and more competitive Europe.* European Union, Brussels.

Europäisches Parlament und der Rat der EU (2019): *Richtlinie 2019/904 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt (Single Use Plastics Directive SUP)*. Amtsblatt der Europäischen Union, Brüssel.

Hauer, W., Allesch, A., Beigl, P., Huber-Humer, M., Wellacher, M. (2020) *Möglichkeiten zur Umsetzung der EU-Vorgaben betreffend Getränkegebinde, Pfandsysteme und Mehrweg*

Papier in der Abfallwirtschaft - Reines Recyclingprodukt oder auch ernstzunehmender Kunststoffersatz

L. Merckens
Hirschalm GmbH, Geschäftsführung, Rainfeld, Österreich

KURZFASSUNG: Papierprodukte erfreuen sich wachsender Akzeptanz, denn in der Papierindustrie hat sich in den vergangenen Jahren viel weiterentwickelt. Tatsächlich ist Papier eines der nachhaltigsten Produkte. in Europa gibt es einen deutlichen Nettozuwachs des Rohstoffs Holz, Papier kann in kurzen Kreisläufen sehr gut recycelt werden, ist im Bereich der Kompostierung (Biomüll) ein positiver Beitrag, wird durch laufende Innovation vielen Plastikprodukten den Rang ablaufen und hilft uns so, unabhängiger von Erdöl zu werden. Schließlich hat die Papierindustrie eine Vorreiterrolle in Bezug auf CO2-neutrale Produktion.

1 EINLEITUNG

Die Entwicklungen der letzten Jahre rund um das Thema Klimawandel stellen die Menschheit vor neue Herausforderungen im Bereich der Rohstoffbewirtschaftung, der Verpackungen und schließlich auch der Entsorgung unserer Abfälle. Zusätzlich reduzieren gesetzliche Entwicklungen den Einsatz von auf Rohöl basierenden Produkten (bspw. Plastiksackverbot). Welche Rolle können dabei Produkte aus Papier spielen?

2 VOM BAUM ZUM PAPIER ZUM PRODUKT ZUM RECYCLING

2.1 Wie sieht die Entwicklung der europäischen Wälder aus?

In den EU-27 Ländern stehen auf ca. 1,8 Mio. km² Wälder – das sind 44 % der Gesamtfläche (ca. 4,14 Mio. km²) dieser Länder, somit ist Europa eine der bewaldetsten Regionen der Erde. (proHolz Austria 2013) In einer Studie des European Forest Instituts ist ersichtlich, dass in Europa jährlich ca. 480 Mio. Vfm (=Vorratsfestmeter) geerntet, also entnommen werden. (EEA 2016) Demgegenüber steht ein jährlicher Zuwachs von ca. 750Mio. Vfm, das bedeutet, dass in Europa täglich 1.500 Fußballfelder (10-11km²) zuwachsen. (Two Sides 2013) Es gibt kein einziges europäisches Land, in dem mehr geerntet wird als zuwächst!
Für den Wald bringt der Klimawandel bereits heute schon deutlich spürbare Probleme mit sich:

- Schädlinge wie der Borkenkäfer nehmen zu (trockener Frühling, milder Winter) und
- Wetterkapriolen führen verstärkt zu Windwürfen.

Das führt aktuell dazu, dass mehr Schadholz/Durchforstungsholz zur Verfügung steht und die Papierindustrie verwendet genau dieses Holz für ihre Produkte. Indem wir Schadholz rasch verarbeiten, helfen wir mit, unsere Wälder – wertvollen Lebens- und Erholungsraum – klimafitter zu machen.

Fakt ist, dass in Europa aufgrund der vorbildlichen Bewirtschaftung des Waldes ein nachhaltiger Rohstoff vorhanden ist, der uns künftig helfen wird, unabhängiger von

auf Rohöl basierenden Produkten zu werden. Denn das aus Holz produzierte Papier ist umweltfreundlicher und vielseitiger, als man denkt.

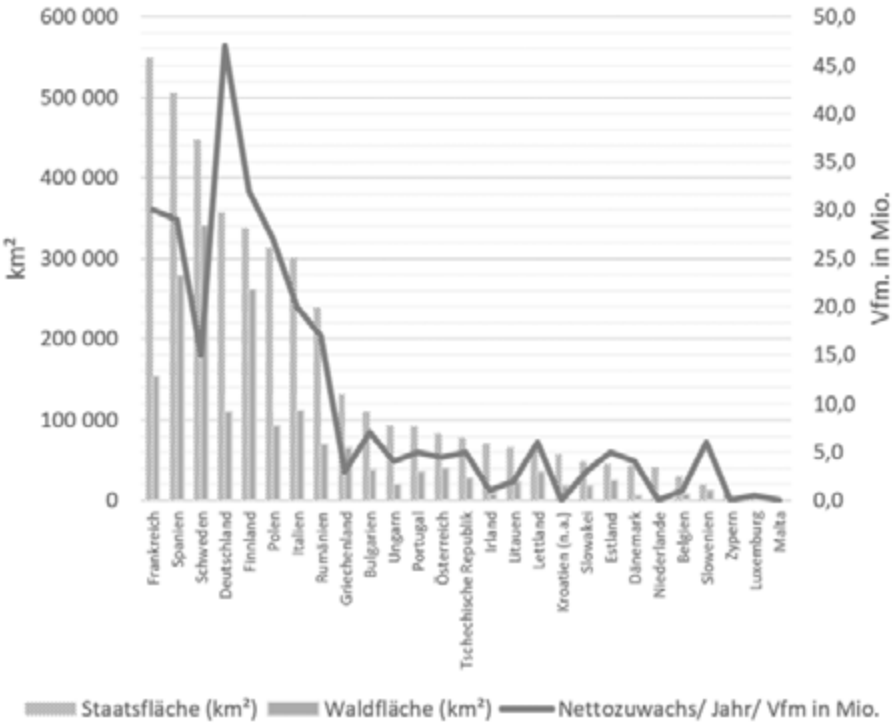


Abb. 1: Waldfläche und Nettozuwachs je EU-Staat.

2.2 Wie nachhaltig ist Papier wirklich? – Fakten

2.2.1 Papier ist eines der an den häufigsten recycelten Produkten der Welt

72,3 % unseres Papiers werden inzwischen in Europa recycelt (maximale theoretische Recycling Rate liegt bei 78 % - die restlichen 22 % sind Verluste durch nicht recycelte Bücher oder Archivierungen, entsorgte Hygieneartikel (z.B. WC-Papier), aufgelöste Fasern, etc.). (EPRC 2017) Die Recyclingquote liegt damit deutlich höher als bei Plastik (34 %). Deutschland und Österreich sind dabei absolute Sammelweltmeister (ca. 250kg pro Person!).

2.2.2 Papier ist eines der wenigen wirklich nachhaltigen Produkte

Papier basiert auf Holz, einem natürlichen und nachwachsenden Rohstoff. Während Bäume wachsen, nehmen sie CO_2 aus der Atmosphäre auf. Darüber hinaus speichert Papier als Holzprodukt während seiner gesamten Lebensdauer weiterhin Kohlenstoff. In einem einzigen Jahr nimmt ein ausgewachsener Baum ungefähr 22 kg CO2 aus der Atmosphäre auf und setzt im Gegenzug Sauerstoff frei. Wird das Schadholz nicht entnommen, wird das CO_2 im Verrottungsprozess wieder freigesetzt. (EEA 2016)

2.2.3 Zur Aufrechterhaltung des Papierkreislaufs werden Frischfasern aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern benötigt

Ohne neue Fasern von neuen Bäumen kann der Papierkreislauf nicht aufrechterhalten werden. Recycelte Fasern werden nach mehreren (etwa 6x) Verwendungen abgebaut und die Papierindustrie benötigt frische Fasern aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern, um den erneuerbaren Kreislauf aufrechtzuerhalten. (Two Sides 2016)

2.2.4 Der Großteil der verwendeten Energie ist erneuerbar und die Kohlenstoffintensität ist überraschend niedrig

Die direkten CO2-Emissionen der europäischen Zellstoff- und Papierindustrie haben sich zwischen 2005 und 2017 um 25 % verringert. In Europa verbrauchen wir jedes Jahr durchschnittlich 125 kg pro Person Papier. Diese Menge an Papier produziert 84 kg CO2, was ungefähr 805 km im durchschnittlichen europäischen Auto entspricht. (Two Sides 2016)

2.2.5 Die Papierproduktion ist wasserabhängig, es wird jedoch relativ wenig verbraucht

93 % des von uns verbrauchten Wassers wird in guter Qualität an die Umwelt zurückgegeben. Der Rest wird entweder verdampft, verbleibt im Produkt oder ist in festem Abfall gebunden. (CEPI 2018)

2.3 Recycling von Papier: was kommt in den Restmüll und was in die Altpapiertonne

Wir haben in Österreich und Deutschland Vorzeigesammelsysteme, wodurch die hohe Recyclingraten gegeben sind. Im Altpapier befinden sich maximal 3 % Verunreinigung. Es dürfen im Altpapier nur 1,5 % papierfremde Stoffe (lt. EN643) und 1,5 % papiereigene Stoffe (bspw. Papiergeld ist nicht auflösbar) enthalten sein. Tatsächlich liegt die Verunreinigung deutlich darunter. Obwohl Österreich und Deutschland bei der Sammlung und Trennung von Haushaltsabfällen weltweit führend sind, kennen die Abfallentsorger nur allzu gut die Problematik, dass sich oft in den entsprechenden Abfalltonnen Müll befindet, der anderswo entsorgt werden sollte. Dies ist speziell bei Biomüll problematisch, wenn Plastik auf die Kompostieranlagen kommen und den Humus verunreinigen. Aber auch beim Altpapier gibt es klare Regeln. So ist es wichtig, dass das Altpapier möglichst rein in die Papierfabriken kommt, da Metalle, Plastik und andere Schadstoffe im Pulper mit viel Energieaufwand aussortiert werden müssen. Ebenso kommen Hygieneartikel wie bspw. Taschentücher und Servietten oder mit Nahrung verunreinigte Papier- und Kartonware in den Restmüll.

2.4 Papier als ernstzunehmender Ersatz für (Bio-)Plastik

Wo auch immer man auf der Welt hinsieht, wird dem Plastikmüll der Kampf angesagt. Staaten von Indonesien bis Mexiko verpflichten sich zum Plastiksackverbot. Die Industrie arbeitet intensiv an Alternativprodukten und es kommt zu einem Innovations-Wettlauf, wie Plastikverpackungen ersetzt werden können. Nicht nur aufgrund des rasant und nachhaltig steigenden Onlinehandels wird es künftig einen Anstieg an Papierverpackungen geben, sondern auch durch den verstärkten Einsatz von Papierverpackungsprodukten in den unterschiedlichsten Bereichen (Ersatz von Plastiksäcken, Biomüllsäcken, Einsatz in der Automobilindustrie, etc.). Es bleibt abzuwarten, wie sich die Qualität des Bioplastiks entwickeln wird und ob der Ansatz, Lebensmittel als Verpackungsmaterial einzusetzen, nachhaltig bestehen soll und kann. Aus meiner Sicht sollten wir eher anfallendes Schadholz zu Verpackungsmaterial verarbeiten als Mais und Kartoffeln.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aufgrund des Klimawandels ist der Mensch gefordert, sein Verhalten im Hinblick auf die Rohstoffbewirtschaftung, die Verpackungen und schließlich auch der Entsorgung unserer Abfälle weiter anzupassen. Aufgrund der nachhaltigen Ressource Wald sollte dabei der Einsatz von Papier eine zentrale Rolle spielen. Das primäre Ziel nach der Abfallvermeidung muss in Zukunft das Recycling sein. Da ist es gut, wenn weiter die Trenn- und Sammelquoten steigen und der Reinheitsgrad des Abfalls steigt, so wird der Aufwand der Abfallentsorger geringer. Das bedarf auch mehr Bewusstseinsbildung bei den Bürgern, die von den Kommunen weiter forciert werden muss. Wichtig wird sein, auf Rohstoffe zu setzen, die nicht auf Rohöl basieren. Das verbessert unsere Umwelt und schafft auch Unabhängigkeit von Erdöl liefernden Staaten.

LITERATUR

CEPI (2018): *Water Profile for the pulp and paper industry*, https://sustainability.cepi.org/environment/

European Environment Agency (EEA 2016): *European Forest Ecosystems – State and Trends, 2016,* https://www.eea.europa.eu/publications/european-forest-ecosystems

European Paper Recycling Council (EPRC) (2017): *Monitoring Report 2017*, https://www.paperforrecycling.eu/publications/.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2016): *Forest Products Yearbook 2016*, http://www.fao.org/forestry/statistics/80570/en/g/forestry/statistics/80570/en/.

proHolz Austria (2013): *Wald in der EU,* https://www.proholz.at/zuschnitt/51/wald-in-der-eu.

Two Sides (2016): *Print & Paper: Myths & Facts,* https://www.twosides.info/includes/files/upload/files/UK/Myths_and_Facts/Myths_and_Fact_V9-WebVersion.pdf

Unter der Ökodesign-Richtlinie sollen Produktdesign und Recycling enger zusammenwachsen

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

KURZFASSUNG: Bereits in ihrem Kreislaufwirtschaftspaket hatte die EU-Kommission das Thema Materialeffizienz (material efficiency) verstärkt in den Fokus genommen. Mit dem europäischen Grünen Deal und dem „Neuen Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft“ rückt dieses Thema noch weiter in den Vordergrund. Mit Materialeffizienz wird das Verhältnis von genutztem Produkt zu eingesetztem Material bezeichnet. Bezogen auf den gesamten Lebenszyklus von Produkten, umfasst Materialeffizienz damit auch Aspekte wie Haltbarkeit, Reparatur- und Wiederverwendungsfähigkeit oder Recyclingfähigkeit. Die Ökodesign-Richtlinie sowie das europäische Normungsmandat M543 sind wichtige Instrumente, mit denen die Politik Materialeffizienz weiterentwickelt. Für Entsorgungs- und Wiederverwendungsbetriebe ist es wichtig, die aktuellen Entwicklungen im Auge zu behalten und ihr Fachwissen in die entsprechenden Stakeholderprozesse der Kommission einzubringen.

1 EINLEITUNG

Bereits in ihrem Kreislaufwirtschaftspaket hatte die EU-Kommission das Thema Materialeffizienz (material efficiency) verstärkt in den Fokus genommen. Mit dem europäischen Grünen Deal rückt dieses Thema noch weiter in den Vordergrund. Mit Materialeffizienz wird das Verhältnis von genutztem Produkt zu eingesetztem Material bezeichnet. Bezogen auf den gesamten Lebenszyklus von Produkten, umfasst Materialeffizienz damit auch Aspekte wie Haltbarkeit, Reparatur- und Wiederverwendungsfähigkeit oder Recyclingfähigkeit.

Bereits im „Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft“ von 2015 (COM 2015a) wird festgestellt, dass eine Kreislaufwirtschaft zu Beginn des Lebenszyklus eines Produktes ansetzt. Unter der Überschrift Produktion, wird die Produktgestaltung als wichtiges Handlungsfeld identifiziert und die Bedeutung der Elektro- und Elektronikgeräte in diesem Punkt hervorgehoben. In dem „Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft“ kündigt die Kommission an die Reparierbarkeit, Nachrüstbarkeit, Langlebigkeit und Recyclingfähigkeit von Produkten zu fördern und im Rahmen der Ökodesign-Richtlinie (2009/125/EC) gegebenenfalls relevante Produktvorschriften zu erarbeiten. Darüber hinaus kündigt die Kommission an, Vorschläge für Novellierungen von Abfallgesetzten vorzulegen, in denen im Rahmen einer erweiterten Herstellerverantwortung wirtschaftliche Anreize für eine bessere Produktgestaltung gegeben werden. Als wichtiges Instrument zur Umsetzung dieser Pläne wird die Ökodesign-Richtlinie identifiziert. Aktuell sind bereits einige Durchführungsmaßnahmen unter der Ökodesign-Richtlinie in Kraft, die Vorschriften zu Materialeffizienzaspekten für einige Produktgruppen enthalten (s. Kapitel 2).

Im „Neuen Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft“ vom März 2020 (COM 2020), der Teil des europäischen Grünen Deals ist, wird die Wichtigkeit des „Design nachhaltiger Produkte“ adressiert. Konstatiert wird, dass, obwohl bis zu 80 % der Umweltauswirkungen von Produkten ihren Ursprung in der Designphase haben, den Herstellern keine ausreichenden Anreize geboten werden, ihre Produkte kreislaufgerechter zu

gestalten. Die Kommission kündigt an, zu prüfen, inwieweit Regelungen zu Materialeffizienzaspekten umgesetzt werden können. Genannt werden u.a.:

- „Verbesserung der Haltbarkeit, Wiederverwendbarkeit, Nachrüstbarkeit und Reparierbarkeit von Produkten [ ] sowie Steigerung der Energie- und Ressourceneffizienz von Produkten,
- „Erhöhung des Rezyklatanteils in Produkten bei gleichzeitiger Gewährleistung von deren Leistung und Sicherheit,
- „Ermöglichung der Wiederaufarbeitung und eines hochwertigen Recyclings“,
- „Beschränkung des einmaligen Gebrauchs und Maßnahmen gegen vorzeitige Obsoleszenz,
- „Schaffung von Anreizen für das Modell „Produkt als Dienstleistung [ ],
- „Auszeichnung von Produkten auf der Grundlage ihrer jeweiligen Nachhaltigkeitsleistung []“.

Als zentrale Produktwertschöpfungsketten die im Rahmen der nachhaltige Produktpolitik besonders adressiert werden sollen, werden im Neuen Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft u.a. Elektronik und ITK und Kunststoffe identifiziert. Zum Punkt Elektronik und ITK wird u.a. angekündigt, dass die Regulierungsmaßnahmen unter der Ökodesignrichtline vorangetrieben werden sollen. Darüber hinaus wird dieser Punkt als vorrangiger Sektor für die Umsetzung eines „Rechts auf Reparatur“ identifiziert. Die Kommission benennt „legislative und nichtlegislative Maßnahmen“ zur Schaffung dieses neuen Rechts als eine Schlüsselmaßnahme in dem Neuen Aktionsplan. Zum Punkt Kunststoffe wird die Wichtigkeit von Maßnahmen zur Steigerung des Rezyklatanteils hervorgehoben und es wird die (weitere) Ausarbeitung von Vorschriften für die Messung des Rezyklatanteils in Produkten angekündigt.

2 MASSNAHMEN UNTER DER ÖKODESIGN-RICHTLINIE

Als ein wichtiges Instrument, um die oben genannten Materialeffizienzaspekte gesetzlich zu verankern, nutzt die EU-Kommission die Ökodesign-Richtlinie.

2.1 Grundlagen zur Ökodesign-Richtlinie

Die Ökodesign-Richtlinie betrifft grundsätzlich die „energieverbrauchsrelevanten Produkte“ (ErP). Ein ErP ist laut Artikel 2 (1) Ökodesign-Richtlinie definiert als:

„Gegenstand, dessen Nutzung den Verbrauch von Energie in irgendeiner Weise beeinflusst und der in Verkehr gebracht und/oder in Betrieb genommen wird, einschließlich Teilen, die zum Einbau in ein unter diese Richtlinie fallendes energieverbrauchsrelevantes Produkt bestimmt sind, als Einzelteile für Endnutzer in Verkehr gebracht und/oder in Betrieb genommen werden und getrennt auf ihre Umweltverträglichkeit geprüft werden können“.

Laut dieser Definition sind Elektro- und Elektronikgeräte (EEG) i.d.R. ErP. Neben EEG können weitere Produkte ErP sein, wenn Sie den Energieverbräuche (auch mittelbar) beeinflussen. Ein Beispiel hierfür sind z.B. Fenster und Dämmmaterialien. Diese Ökodesignrichtline gilt laut Artikel 1 (3) nicht für Verkehrsmittel zur Personen- oder Güterbeförderung.

Die Ökodesign-Richtlinie schafft einen Rahmen für gemeinschaftliche Anforderungen ErP in der EU und sieht die Festlegung von Anforderungen vor, die ErP erfüllen müssen, damit sie in Verkehr gebracht und/oder in Betrieb genommen werden dürfen.

Wie alle EU-Richtlinie wird die Ökodesign-Richtlinie durch die Mitgliedsstaaten in nationale Gesetzgebung umgesetzt. In Deutschland wird sie z.B. durch das Energieverbrauchsrelevante-Produkte-Gesetz (EVPG 2008) in nationales Reicht umgesetzt.
Die Ökodesign-Richtlinie sieht grundsätzlich zwei Möglichkeiten für die Festlegung produktgruppenspezifischer Ökodesign-Anforderungen vor Durchführungsmaßnahmen sowie Selbstregulierungsinitiativen der Industrie.

Durchführungsmaßnahmen sind EU-rechtliche Vorgaben in Form von Richtlinien oder Verordnungen. Sie können spezifische und allgemeine Anforderungen an ErP sowie Bestimmungen zu Produktinformation enthalten. ErP dürfen nur in der EU in Verkehr gebracht werden, wenn sie die in den Durchführungsmaßnahmen festgelegten Anforderungen in den Bereichen Energieeffizienz und Materialeffizienz erfüllen. Hersteller oder Importeure müssen, vor dem Inverkehrbringen oder der Inbetriebnahme eines von Durchführungsmaßnahmen erfassten ErP, die Einhaltung der Anforderungen überprüfen, eine Konformitätserklärung ausstellen und das ErP mit dem CE-Konformitätskennzeichen versehen (Artikel 5 Ökodesign-Richtlinie). So sollen besonders ineffiziente Geräte schrittweise vom EU-Binnenmarkt ausgeschlossen werden.

2.2 Durchführungsmaßnahmen und Materialeffizienzaspekte

Bis heute wurden die meisten Durchführungsmaßnahmen unter der Ökodesign-Richtlinie zum Bereich der Energieeffizienz erlassen. In der Öffentlichkeit ist insbesondere das EU-Energieverbrauchskennzeichen (EU-Energielabel) bekannt, mit dem viele EEG in die Energieeffizienzklassen A bis G eingestuft und gekennzeichnet werden müssen. Ein Grund dafür, dass sich Durchführungsmaßnahmen bisher vorrangig auf den Energiebereich beziehen, ist die vergleichsweise einfache Messbarkeit / Bewertbarkeit u.a. von Energieverbräuchen.

Dennoch wurden in 2019 für einige Produktgruppen europäische Verordnungen (Durchführungsmaßnahmen) gemäß der Ökodesignrichtlinie erlassen, die Anforderungen zum Bereich Materialeffizienz beinhalten. Dazu zählen die Verordnungen zur Festlegung von Ökodesign-Anforderungen an:

- Server und Datenspeicherprodukte (Verordnung (EU) 2019/424),
- Schweißgeräte (Verordnung (EU) 2019/1784),
- Kühlgeräte (Verordnung (EU) 2019/2019),
- Elektronische Displays (Verordnung (EU) 2019/2021),
- Haushaltsgeschirrspüler (Verordnung (EU) 2019/2022),
- Haushaltswaschmaschinen und Haushaltswaschtrockner (Verordnung (EU) 2019/023),
- Kühlgeräte mit Direktverkaufsfunktion (Verordnung (EU) 2019/2024).

Zu den Materialeffizienzaspekten, die in den o.g. Verordnungen (zum Teil) geregelt werden, zählen:

- Die Verfügbarkeit von Ersatzteilen
  - Listen mit spezifischen Ersatzteilen, die für fachlich kompetenten Reparateuren zur Verfügung zu stellen sind,
  - Listen mit spezifischen Ersatzteilen, die für fachlich kompetenten Reparateuren und Endnutzer zur Verfügung zu stellen sind,
  - Mindestzeiträume für die Verfügbarkeit von Ersatzteilen,
  - Zeitpunkte, ab dem die Ersatzteile zur Verfügung zu stellen sind,
  - Informationen zur Ersatzteilverfügbarkeit,
  - Höchstlieferzeiten für Ersatzteile.
- Die Verfügbarkeit von Soft- und Firmware

- Der Zugang zu Reparatur- und Wartungsinformationen
  - Liste mit spezifischen Informationen, die für fachlich kompetente Reparateure bereitzustellen sind,
  - Höchstfristen für die Bereitstellung der Reparatur- und Wartungsinformationen.
- Demontage- und Recyclinganforderungen
  - Demontageanforderungen im Hinblick auf den Austausch von Ersatzteilen, die zur Verfügung gestellt werden müssen,
  - Demontageanforderungen im Hinblick auf die stoffliche Verwertung und das Recycling,
  - Informationen zu Demontageschritten,
  - Anforderungen an die Kennzeichnung von (Kunststoff-) Komponenten.

Damit zukünftig noch weitere Anforderungen im Bereich Materialeffizienz geregelt werden können, müssen Verfahren entwickelt werden, mit denen Materialeffizienzaspekte bewertbar gemacht werden können.

2.3 Normungsmandat M543

Um die Entwicklung solcher Verfahren zu fordern, erging von der EU-Kommission das Normungsmandat M543 (COM 2015b). In diesem werden die europäischen Normungsorganisationen (CEN, CENELEC und ETSI) damit beauftragt neue europäische Normen in Bezug auf Aspekte der Materialeffizienz bei ErP zur Unterstützung der Umsetzung der Ökodesign-Richtlinie zu entwerfen.

Unter dem Mandat M543 wurden von CEN/CENELEC ein Joint Technical Committee mit sechs europäischen Arbeitsgruppen gebildet, um Normentwürfe zu erstellen. Diese Entwürfe wurden in mehreren Runden von Spiegelgremien bei den nationalen Normungsorganisationen (z.B. DIN in Deutschland) kommentiert und anschließend von den europäischen Arbeitsgruppen überarbeitet. Mit Hilfe dieses Prozesses wurden die folgenden Normen entwickelt:

- EN 45552 Allgemeines Verfahren zur Bewertung der Funktionsbeständigkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte
- EN 45553 Allgemeines Verfahren zur Bewertung der Aufarbeitbarkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte
- EN 45554 Allgemeine Verfahren zur Bewertung der Reparatur-, Wiederverwendbarkeits- und Upgrade-Fähigkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte
- EN 45555 Allgemeines Verfahren zur Bewertung der Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte
- EN 45556 Allgemeines Verfahren zur Prüfung des Anteils an wiederverwendeten Komponenten in energieverbrauchsrelevanten Produkten
- EN 45557 Allgemeine Methode zur Prüfung des Anteils an Recyclingmaterial in energieverbrauchsrelevanten Produkten
- EN 45558 Allgemeines Verfahren zur Deklaration der Verwendung kritischer Rohstoffe in energieverbrauchsrelevanten Produkten
- EN 45559 Verfahren zur Bereitstellung von Informationen über Materialeffizienzaspekte energieverbrauchsrelevanter Produkte

In der Norm EN 45552 werden z.B. Begriffe wie „Funktionsbeständigkeit“ und „Zuverlässigkeit“ definiert und es wird auf horizontaler Ebene ein Rahmen für Methoden zur Bewertung dieser Eigenschaften von ErP vorgegeben. Horizontale Ebene bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die vorgestellten Methoden produktgruppenübergreifend anwendbar sind.

In den Normen EN 45553 und EN 45554 werden z.B. Begriffe wie Reparaturfähigkeit, Wiederverwendung und Wiederaufarbeitung definiert und voneinander abgegrenzt. Wiederum wird auf horizontaler Ebene ein Rahmen für Methoden zur Bewertung dieser Eigenschaften von ErP vorgegeben.

In den Normen EN 45555, 45556 und 4557 werden grundlegende Begriffe rund um die Recyclingfähigkeit von Produkten definiert. In der EN 45555 werden auf horizontaler Ebene Verfahren zur Bewertung der Recyclingfähigkeit eines ErP vorgegeben. Diese beruhen auf der Definition eines repräsentativen End-of-life Behandlungsszenarios, sowie der Bestimmung von material(cluster)spezifischen Recycling- / Verwertungseffizienzen je Behandlungsschritt.

Im Rahmen der Erarbeitung der EN 45557 wurde u.a. kontrovers diskutiert, welche Materialien zum Rezyklatanteil eines Produktes zählen sollen. Strittig war dabei, ob nur post-consumer Materialien, also Materialien die als Abfälle bei Endverbrauchern anfallen, in den Rezyklatanteil eingehen sollen, oder auch pre-consumer Materialien, also Materialien die in Produktionsprozessen anfallen. Aktuell sieht die verabschiedete Norm vor, dass sowohl post- als auch pre-consumer Materialien zum Rezyklatanteil zählen.

In den Normen EN 45558 und 45559 werden auf horizontaler Ebene u.a. Verfahren festgelegt, um zu bestimmen, welche Informationen zur Verwendung kritischer Rohstoffe in ErP sowie zu Materialeffizienzalspekten von ErP an welche Zielgruppen (z.B. Endverbraucher, Fachleute, Marktüberwachungsbehörden) sowie auf welchen Informationswegen (z.B. Bedienungsanleitungen, Produktdokumentationen, Verpackungen) kommuniziert werden sollen.

Die zuvor aufgezählten Normen wurden von den Normungsorganisationen mehrheitlich angenommen und sind zum Teil erschienen. In einem nächsten Schritt werden die europäischen Arbeitsgruppen zu den jeweiligen Normen festlegen, welche der Dokumente ggfs. zeitnah überarbeitet werden sollen.

Darüber hinaus, werden voraussichtlich zu mehreren Produktgruppen spezifische Gremien gebildet, die aufbauend auf den horizontalen Normen, spezielle Verfahren für die jeweilige Gruppe erarbeiten. Der Normungsprozess ist daher aktuell noch nicht abgeschlossen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aus der Sicht von Entsorgungs-, (Vorbereitung-zur)-Wiederverwendungs- und Reparaturbranche ist zu hoffen, dass über die Ökodesign-Richtlinie zukünftig Materialeffizienzaspekte und insbesondere lange vernachlässigte Themenbereiche wie. „design for recycling“, „design for reuse“ und „design for repair“ konkret(er) gesetzlich geregelt werden. Erste Schritte in diese Richtung werden in den Verordnungen zur Ökodesign-Richtlinie von 2019 bereits gemacht.

Es war und ist vorgesehen, dass sowohl an Stakeholderprozessen zur Ökodesign-Richtlinie, als auch bei an der Erstellung und Überarbeitung von relevanten Normen alle betroffenen Interessengruppen mitarbeiten (Hersteller, Entsorgungsbetriebe, (Vorbereitung zur) Wiederverwendungsbetriebe, Reparaturbetriebe und -initiativen,

Umwelt- und Verbraucherorganisationen, Behörden, Verbände etc.). Allerdings ist aktuell zu beobachten, dass die Hersteller von ErP in den Stakeholderprozessen und Normungsgremien traditionell sehr stark vertreten sind.

Unter der Ökodesign-Richtlinie wachsen die Aspekte Produktdesign und Recycling aktuell immer enger zusammenwachsen und werden zum Teil parallel adressiert. Es ist daher wichtig, dass Entsorgungs- und (Vorbereitung-zur-)Wiederverwendungs- und Reparaturbetriebe, die aktuellen Entwicklungen im Auge zu behalten und mitgestalten.

Es wäre wünschenswert, wenn diese Branchen ihr Fachwissen und ihre Positionen noch stärker als bisher in die entsprechenden Beteiligungsprozesse einbringen könnten. Eine Möglichkeit dazu kann z.B. die Mitarbeit in nationalen und / oder europäischen Normungsgremien sein.

LITERATUR

Europäische Kommission (COM) (2015a) Den Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft – 2015 614 final, Brüssel. https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2015/DE/1-2015-614-DE-F1-1.PDF

Europäische Kommission (COM) (2015b) Durchführungsbeschluss der Kommission vom 17.12.2015 über einen Normungsauftrag an die europäischen Normungsorganisationen im Hinblick auf die umweltgerechte Gestaltung in Bezug auf Aspekte der Materialeffizienz bei energieverbrauchsrelevanten Produkten zur Unterstützung der Umsetzung der Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates – 2015 9096 final. Brüssel

Europäische Kommission (COM) (2020) Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft. Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa – 2020 98 final, Brüssel. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0098&from=EN

EVPG (2008) "Energieverbrauchsrelevante-Produkte-Gesetz vom 27. Februar 2008 (BGBl. I S. 258), das zuletzt durch Artikel 260 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist. Berlin. http://www.gesetze-im-internet.de/ebpg/EVPG.pdf

Ökodesign- Richtline – (Richtlinie 2009/125/EG) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte - konsolidierte Version 12.04.2012, Brüssel. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:02009L0125-20121204&from=EN

Der Bundes-Abfallwirtschaftsplan: Fluch oder Segen der Abfallwirtschaft?

M. Eisenberger, L. Schneeberger & C. Wutte
Umweltrecht&Consulting, Hon. Prof. Rechtsanwalt Dr. Martin Eisenberger, Ll.M., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Der BAWP wird alle sechs Jahre fortgeschrieben. Ursprünglich als Anleitung zur Verwirklichung der Ziele und Grundsätze der Abfallwirtschaft geschaffen, hat sich der BAWP im Laufe der letzten Jahre aufgrund der Akte der Verwaltung und der Rechtsprechung der Höchstgerichte zu einem allgemein anerkannten Sachverständigengutachten entwickelt, das den Stand der Technik repräsentiert. Mit einem kleinen Zusatz in der AWG Novelle BGBl I 71/2019 wurde der BAWP 2017 nun aber mit allen Konsequenzen in seiner Gesamtheit für vermeintlich rechtsverbindlich erklärt.

1 EINLEITUNG

Gemäß Art 28 Abs 1 der europäischen Abfallrahmenrichtlinie (ARRL) (Europäisches Parlament 2008) wurden die EU-Mitgliedstaaten zur Erstellung eines oder mehrerer Abfallbewirtschaftungspläne verpflichtet. In Umsetzung dieser unionsrechtlichen Verpflichtung sieht § 8 Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) die Erstellung eines Bundesabfallwirtschaftsplanes (BAWP) durch den BMLFUW bzw die BMNT (nunmehr: BMK, Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie) vor (BMLFUW 2002), wobei der BAWP mindestens alle sechs Jahre zu aktualisieren ist. Die letztgültige Version ist der BAWP 2017. (BMLFUW 2017)

Der BAWP 2017 ist, wie die Vorgängerversionen, in zwei Teile untergliedert und enthält nach einer allgemeinen Einleitung einen Überblick über die Abfallwirtschaft in Österreich sowie eine Betrachtung ausgewählter Abfallströme. Näher erörtert werden auch verschiedene Behandlungsanlagen (Kap 4), das Abfallvermeidungsprogramm 2017 (Kap 5) sowie abfallwirtschaftliche Vorgaben, Maßnahmen, Strategien und Instrumente (Kap 6). Praktisch höchst relevant ist Kap 7, das Behandlungsgrundsätze für bestimmte Abfall- und Stoffströme enthält und regelmäßig in der Praxis von ASV als einzuhaltender technischer Standard der Abfallwirtschaft herangezogen wird. Kap 8 beschäftigt sich mit der Altlastensanierung. Praktisch ebenfalls sehr bedeutsam sind die Leitlinien zur Abfallverbringung (Kap 9), denen der zweite Teil des BAWP 2017 gewidmet wurde.

Trotz einzelner durchaus positiver Aspekte des BAWP überwiegen in der abfallwirtschaftlichen Praxis jene Probleme, die sich gerade erst durch die Anwendung des BAWP ergeben. Die Probleme resultieren aus der rechtlichen Ungewissheit in Bezug auf die (Un)Verbindlichkeit des BAWP, dessen (umstrittener) Rechtsqualität und seinem ungeklärtem (Rechtsakt)Typus. Diese Problembereiche können zu verwaltungs- und bisweilen sogar zu justizstrafrechtlichen Schwierigkeiten aber auch zu kaum vorhersehbare Abgabenvorschreibungen nach dem Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) führen.

Mit der AWG-Rechtsbereinigungsnovelle 2019 (BGBl I 71/2019, Inkrafttreten: 1.8.2019) hat der Gesetzgeber diese Probleme sogar noch verstärkt. Nunmehr heißt

es in § 15 Abs 4a AWG, dass eine Verwertung iSd AWG nur dann zulässig ist, *„wenn der betreffende Abfall unbedenklich für den beabsichtigten sinnvollen Zweck einsetzbar ist, keine Schutzgüter durch diesen Einsatz beeinträchtigt werden können, sowie durch diese Maßnahme nicht gegen Vorschriften dieses Bundesgesetzes oder der auf Grund dieses Bundesgesetzes erlassenen Verordnungen* ***einschließlich des Bundes-Abfallwirtschaftsplans*** *verstoßen wird."* Der reine Wortlaut der Bestimmung impliziert dabei entgegen der bisherigen VwGH-Rsp, dass es sich auch beim BAWP um eine Verordnung (VO) handelt (arg „einschließlich des"), deren Einhaltung nunmehr bis ins letzte Detail zwingend geboten erscheint. (BMNT 2019)

Um etwas Licht in das Dunkel der Rechtsqualität des BAWP bringen und die Konsequenzen aus der vermeintlichen Verbindlicherklärung eruieren zu können sind aus Sicht der Verfasser folgende Fragen zu beantworten:

- Handelt es sich beim BAWP um eine VO, ein Gutachten oder eine technische Norm?
- Welche Vorteile bzw. positiven Aspekte bietet der BAWP?
- Ist ein Rückgriff auf den BAWP 2017 für die Beurteilung des (Nicht)Vorliegens der ALSAG-Beitragspflicht erforderlich?
- Kann vom BAWP fachlich begründet abgewichen werden, oder ist dieser unbedingt einzuhalten?

2 CHARAKTER DES BAWP – VO, GUTACHTEN, TECHNISCHE NORM?

Eingangs stellt sich die Frage ob der BAWP eine technische (Gutachten, Norm) oder rechtliche (VO) Vorschrift darstellt.

Der VwGH hat bislang stets judiziert, dass (zumindest) die von ihm in den jeweiligen Fällen herangezogenen Regelungen des BAWP *„den Charakter eines Regelwerkes (vergleichbar mit jenem von ÖNORMEN) mit der Wirkung eines objektivierten, generellen Gutachtens, das gegebenenfalls durch ein fachliches Gegengutachten widerlegt werden könnte*", haben.

Anfänglich bezog der VwGH diese Aussage auf „technische Vorschriften und einen Leitfaden zur Interpretation der Anhänge der EG-VerbringungsVO" nach dem BAWP 2011, ließ jedoch die Frage, ob dem BAWP „in Bezug auf die im Beschwerdefall herangezogenen Detailregelungen" Verordnungscharakter zukommt, explizit unbeantwortet (VwGH 2011/07/0180). Der VwGH stellte in diesem Erkenntnis noch erkennbar auf einen spezifischen Teil des BAWP ab (insb. Kap. 5.3). In einem weiteren Verfahren betreffend den BAWP 2006 hat der Gerichtshof (insb. auf Kap. 4.4.1 bzw ein Qualitätssicherungssystem abzielend) kurz darauf festgestellt, dass „die Regelungen des Bundes-Abfallwirtschaftsplans" technische Vorschriften darstellen, die „jedenfalls" den Charakter eines Regelwerks mit der Wirkung eines objektivierten, generellen Gutachtens haben (VwGH, Ra 2014/07/0031). Diese Rsp wiederholte und bekräftigte der VwGH mehrfach, schien dabei aber den Rechtssatz immer weiter zu fassen und sukzessive auf den gesamten BAWP auszudehnen (VwGH Ra 2017/16/0066; Ra 2017/16/0153; Ra 2018/16/0177 zum BAWP 2017).

Auch die herausgebenden Ministerinnen (BMLFUW bzw BMNT und in Zukunft die BMK) erachten den BAWP als Gutachten. Im BAWP 2011 wurde festgehalten: „[…] *Für bestimmte Bereiche wird im Sinne eines „objektivierten Gutachtens" der Stand der Technik beschrieben und sollen damit auch die Vollzugsbehörden unterstützt werden. […]*" (BAWP 2011, Teil 1, 7.).

Im BAWP 2017 wird diese Formulierung erneut aufgegriffen und dazu ausgeführt: „Der BAWP gibt somit einen detaillierten Einblick in die österreichische Abfallwirtschaft […] und leitet daraus konkrete Maßnahmen, Strategien und Programme ab (einschließlich des österreichischen Abfallvermeidungsprogramms sowie weiterer EU-rechtlich erforderlicher Programme). Diesen Teilen kommt freilich keine unmittelbare rechtsverbindliche Wirkung zu und beschreiben diese auch nicht den Stand der Technik. Für bestimmte Bereiche wird im Sinne eines „objektivierten generellen Gutachtens" der Stand der Technik beschrieben." Dies soll für näher bezeichnete Kapitel gelten. (BAWP 2017, Teil 1, 11.)
Manche Autoren argumentieren für die Qualifikation von Teilen des BAWP als VO *(*Niederhuber & Schlatter 2015). Sie unterscheiden in Bezug auf die Verbindlichkeit (noch gemäß BAWP 2011) zwischen den Kap 1 bis 6 und 9 (keine Normativität), 8 (objektiviertes Gutachten) sowie 7 (VO). Kap 7 umfasst die Behandlungsgrundsätze für bestimmte Abfall- und Stoffströme (u.a. Vorgaben betreffend Bodenaushubmaterial).

Nach Ansicht der Verfasser ist diese Rechtsansicht jedoch nicht aufrecht zu erhalten. Derzeit gehen weder der VwGH noch die BMNT (ehemals BMLFUW) selbst davon aus, dass es sich beim BAWP oder Teilen davon um eine VO handelt. Dies ergibt sich auch aus der Tatsache, dass das AWG an vielen Stellen Verordnungsermächtigungen enthält. Der Auftrag des Gesetzgebers in § 8 AWG an die jeweils zuständige Ministerin einen Bundesabfallwirtschaftsplan zu verfassen und diesen alle 5 Jahre fortzuschreiben ist jedenfalls keine solche Verordnungsermächtigung.

In diesem Zusammenhang kann es Verfassungsrechtlich aber niemals sein, dass der Gesetzgeber ein (technisches) „Dokument" bzw. Regelwerk wie den BAWP zu einer VO erklärt. Der Gesetzgeber kann als legislatives Organ Verordnungsermächtigungen schaffen. Die VO selbst kann er jedoch weder selbstständig noch durch einen nachträglichen Rechtsakt erlassen, da VO definitionsgemäß Akte von Verwaltungsbehörden (hier: der angeführten MinisterInnen) darstellen. Erklärt der Gesetzgeber einen Plan oder ein sonstiges Dokument mittels Bundesgesetzes nachträglich zu einer VO, so stellt dies einen Verstoß gegen die Gewaltenteilung dar, da die Legislative einen der Administrative vorbehaltenen Akt setzen würde.

Die Formulierung des § 15 Abs 4a AWG ist daher jedenfalls verfassungsrechtlich fragwürdig, spiegelt sie doch den Normadressaten vor, dass es sich auch beim BAWP um eine (zwingend einzuhaltende) VO handelt (arg. „*Verordnungen einschließlich des Bundes-Abfallwirtschaftsplans*"). Dieses Problem hätte der Gesetzgeber etwa vermeiden können, indem er statt des Wortes „einschließlich" das Wort „sowie" gewählt hätte, das den BAWP nicht in den Kreis der VO einschließt, sondern bereits sprachlich von ebendiesen abgrenzt.

Somit muss für die Einordnung des Charakters des BAWP ein „technischer" Zugang gewählt werden. In der Regel werden vom Gesetzgeber Technikklauseln in den Grundformen „Regeln der Technik", „Stand der Technik" (SdT) und „Stand der Wissenschaft" verwendet. Sie können jedoch auch durch die Festlegung technischer Spezifikationen in eigenen Rechtsakten (so etwa die Deponieverordnung 2008 – vgl hierzu VwGH 2008/17/0156) oder durch explizite Bezugnahme auf bestimmte – allenfalls demonstrativ angeführte – technische Regelwerke oder auf Empfehlungen oder Leitlinien erfolgen (vgl hierzu mwN und Bsp *Saria,* Technikklauseln und technische Normen – Neuere Entwicklungen im Recht der Technikklauseln, ZTR 2011, 24 (29)) (Saria 2011). Nach der bereits dargestellten und einschlägigen Judikatur des VwGH handelt es sich auch beim BAWP um ein technisches Regelwerk (vergleichbar mit

jenem von ÖNORMEN) „*mit der Wirkung eines objektivierten, generellen Gutachtens*“. Faktisch kommt es durch diese Rsp wohl zu einer Gleichsetzung von technischen Regelwerken (wie dem BAWP) mit dem SdT. Der Hinweis in § 15 Abs 4a AWG auf den BAWP ist sohin nach Ansicht der Verfasser als „besondere“ Ausformulierung einer Technikklausel und als Hinweis auf die Einhaltung des Standes der Technik zu verstehen. Man könnte den Verweis auf den BAWP sohin als Technikklausel (sui generis) oder auch als unglücklich ausgestalteten Hinweis auf den SdT bezeichnen.

3 DER BAWP ALS „SEGEN“

Der nahezu 600 Seiten umfassende BAWP liefert; wie bereits aus den Vorausführungen erkennbar ist, einen generalisierten Überblick über beinahe alle Aspekte der Abfallwirtschaft und dient somit sowohl Privatpersonen als auch im Bereich der Abfallwirtschaft tätigen Personen und Unternehmen als Nachschlagewerk und Informationsquelle. Er deckt rechtliche, ökonomische, statistische, technische und naturwissenschaftliche Aspekte ab und erörtert nicht nur den Ist-Zustand der österreichischen Abfallwirtschaft, sondern beschreibt auch Maßnahmen, Pläne und Ziele Österreichs auf diesem Gebiet. In Bezug auf die technischen Aspekte kommt ihm dabei, wie bereits erwähnt, der Charakter eines generalisierten Gutachtens zu.
Positiv hervorzuheben ist dabei die leichte Zugänglichkeit über das Internet und die Sammlung der Informationen in nur einem zentralen Dokument (aufgeteilt auf zwei Teile).

Viele Kapitel enthalten eine kurze Darstellung über die einschlägigen Rechtsgrundlagen und technischen Normen auf nationaler sowie EU-Ebene bzw. liefern Informationen über rechtliche Aspekte abfallwirtschaftlicher Tätigkeiten. Die praktische Relevanz eines diesbezüglichen Überblicks zeigt sich an der zersplitterten Rechtslage, die in einer Fülle an Vorschriften resultiert. Neben den rechtlichen Aspekten regeln viele technische Normen und Richtlinien auf nationaler oder internationaler Ebene anlagen- oder abfallspezifische Bereiche der Abfallwirtschaft. Auch relevante Rechtsprechung der österreichischen Höchstgerichte und des EuGH sind im BAWP an manchen Stellen kurz skizziert.

Durch die Nennung von Vorgaben, Maßnahmen, Strategien, Instrumenten und Zielen im BAWP haben Unternehmen darüber hinaus die Möglichkeit, eigene Strategien zu adaptieren, sich auf zukünftige Entwicklungen einzustellen und ihre Strategien, Geschäftsmodelle und Geschäftsfelder anzupassen sowie allenfalls neue Geschäftsfelder zu eröffnen.

4 DER BAWP ALS „FLUCH“

Doch leider geht der BAWP weit über diese sinnvolle, überblicksmäßige Betrachtung der Abfallwirtschaft sowie über die vermeintliche Funktion eines objektivierten, generellen Gutachtens hinaus. Aufgrund der mit der AWG-Rechtsbereinigungsnovelle 2019 geänderten Formulierung des § 15 Abs 4a AWG sollen die Vorgaben des BAWP – ohne dass dieser eine Rechtsvorschrift darstellt – ein vermeintliches Tatbestandsmerkmal für die zulässige Verwertung von Abfällen sein. (BMNT 2019)

Konkret macht es der nunmehrige globale Verweis auf den BAWP in § 15 Abs 4a AWG erforderlich, dass der Normunterworfene dieses sich über rund 600 Seiten erstreckende Dokument in jene Passagen, die als „objektiviertes Gutachten“ (siehe dazu oben) zu qualifizieren sind und in die bloß deskriptiven Teile „filetieren“ muss. Dass ein solcher Aufwand dem in aller Regel teilrechtskundigen Normadressaten

nicht zugemutet werden kann, ist offensichtlich. Man kann die globale Verweisung auf den BAWP somit durchaus als dem Bestimmtheitsgebot des Art 18 B-VG und damit der Verfassung widersprechend qualifizieren (mwN und Judikatur hierzu *M. Eisenberger/Schneeberger/Wutte*, Rechtsnatur und (Un)Verbindlichkeit des Bundes-Abfallwirtschaftsplans, RdU-UT 2020/9, 34). (Eisenberger et al. 2020)

Der Eindruck der fehlenden hinreichenden Determinierung wird auch dadurch verstärkt, dass der Gesetzgeber in jenen Bereichen mit besonderer Eingriffsintensität einen erhöhten Maßstab an die gesetzliche Bestimmtheit anlegt. Zwar handelt es sich beim AWG um ein Umweltgesetz, das nach der Rsp einen durchaus großzügigeren Entscheidungsspielraum betreffend den Determinierungsstandard ermöglicht (vgl hierzu VfSlg 13.635/1993), allerdings steht dieses regelmäßig im untrennbaren Zusammenhang mit dem Abgabenrecht, welches wiederum eine besonders genaue Determinierung erfordert. So hängt das Vorliegen bzw Nichtvorliegen von Beitragspflichten nach dem ALSAG maßgeblich von den Begriffen der „Zulässigkeit“ bzw der „zulässigen Verwertung“ ab. Unter der Prämisse, dass die Nicht- bzw die unvollständige Einhaltung der objektivierten „Gutachtensbestimmungen“ des BAWP nunmehr zu einer Unzulässigkeit einer (Verwertungs-)Maßnahme führt – wie dies der Wortlaut des § 15 Abs 4a AWG impliziert, – drohen empfindliche (zum Teil existenzbedrohende) Abgabenvorschreibungen (vgl § 6 ALSAG). Schließlich sind Vorschreibungen nach dem ALSAG durchaus mit (verwaltungs-)strafrechtlichen Geldstrafen vergleichbar (dazu näher *M. Eisenberger,* Das ALSAG als de facto Strafnorm? RdU 2013/55, 99) (Eisenberger 2013), sodass auch aus diesem Grund an den § 15 Abs 4a AWG der erhöhte Determinierungsmaßstab anzulegen ist. Darüber hinaus können „unzulässige“ Maßnahmen auch verwaltungsstrafrechtliche Folgen nach sich ziehen.

§ 15 Abs 4a AWG normiert, unter welchen Voraussetzungen eine Verwertung von Abfällen zulässig ist. Dabei wird einerseits auf die Voraussetzungen für die Qualifikation als Nebenprodukt *(„unbedenklich für den beabsichtigen sinnvollen Zweck einsetzbar“*, vgl hierzu § 2 Abs 3a Z 4 AWG) sowie andererseits auf die vom VwGH in der Judikatur entwickelten Kriterien zur „Zulässigkeit“, wonach eine solch zulässige Verwertung nur dann vorliegt, wenn dadurch weder dem AWG noch anderen Rechtsnormen widersprochen wird, Bezug genommen.

Durch den Verweis auf den BAWP in § 15 Abs 4a AWG soll offenbar zusätzlich betont werden, dass für eine „zulässige Verwertungsmaßnahme“ auch die Einhaltung des jeweiligen Standes der Technik erforderlich ist. Höchstgerichtlich ist idZ noch nicht geklärt, ob eine „zulässige Verwertung“ nur bei (streng formaler) Einhaltung des BAWP vorliegt oder ob der damit offenbar bezweckte Verweis der Einhaltung des Standes der Technik auch anderweitig erfolgen kann. Überspitzt gefragt: Ist die Einhaltung des BAWP „auf Punkt und Beistrich“ künftig notwendig, um die Zulässigkeit der (Verwertungs)Maßnahme zu begründen?
Diese Frage sollte gleich aus mehreren Gründen mit einem klaren „Nein“ beantwortet werden.

Nach der bisherigen einschlägigen Judikatur des VwGH, gestützt auf § 15 Abs 4a idF vor der AWG-Rechtsbereinigungsnovelle 2019 hängt die Zulässigkeit ausschließlich von einer **rechtlichen** Komponente ab, nämlich davon, ob nicht dem AWG oder anderen Rechtsvorschriften zu wider gehandelt wurde. Mit der AWG Rechtsbereinigungsnovelle 2019 wurde dem § 15 Abs 4a mit der „Verbindlicherklärung“ des BAWP eine technische Komponente hinzugefügt. (BMNT 2019)

In den im BAWP selbst für „verbindlich“ erklärten Kap finden sich aber etliche Informationen, die rechtlich gar nicht verbindlich sein können, weil sie nur eine Beschreibung der Ist-Situation der Abfallwirtschaft darstellen und statistische Informationen liefern. Zudem ist die (rein) formale Einhaltung der Vorgaben des BAWP mangels hinreichender Determinierung oder aufgrund des Abstellens auf lediglich „typische Fallkonstellationen“ auch gar nicht möglich.

Ein plakatives Beispiel dafür liefert Kap 9.1.1 des BAWP, das nähere Bestimmungen zur Abfallverbringung bzw zur Verhinderung von Scheinverwertungen (=Beseitigungsmaßnahme) enthält. In Bezug auf die Rückgewinnung von Metallen aus Abfällen wird dabei zur Einstufung als Verwertungsmaßnahme kein genereller Grenzwert für den Anteil an rückgewonnenen Stoffen festgelegt. Vielmehr müsse die Beurteilung, ob es sich bei der Rückgewinnung von Metallen um eine Verwertungs- oder Beseitigungsmaßnahme handelt, für den konkreten Einzelfall getroffen werden. Demnach soll etwa bei der Rückgewinnung von Eisen ein *„Metallgehalt des Abfalls im zweistelligen Prozentbereich die Grenze zwischen echter Verwertung und Scheinverwertung“* markieren. Die vermeintliche Abgrenzungshilfe *„im zweistelligen Prozentbereich“* ist dabei freilich wenig hilfreich, kann diese doch theoretisch von 10 bis 99 % reichen. Im Einzelfall bestehen sohin für den Normadressaten erhebliche Unsicherheiten, ob etwa eine Rückgewinnung von Eisen aus Abfällen mit einem Metallanteil von lediglich knapp über 10 % bereits zur Einstufung als Verwertungsmaßnahme ausreicht. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass die Bestimmungen des BAWP nicht strikt zur Einstufung einer Verwertungsmaßnahme herangezogen werden und auch kein Kriterium für die Zulässigkeit bilden können.

Jede anderslautende Interpretation würde zudem zu vom Gesetzgeber ganz offenbar nicht gewollten und unlösbaren Wertungswidersprüchen führen. Würde man dem für die “Zulässigkeit” erforderlichen SdT ausnahmslos und strikt nur durch Befolgung der Vorschriften des BAWP entsprechen können, wie dies der Wortlaut des § 15 Abs 4a AWG impliziert, würde jeder noch so geringfügige Verstoß gegen den BAWP (etwa bei einer minimalen Überschreitung eines Grenzwertes, der irgendwo im BAWP veröffentlicht wird) automatisch zur „Unzulässigkeit“ der Maßnahme und damit der Verwertung führen. Dies selbst dann, wenn sich in concreto ergeben würde, dass die Grenzwertüberschreitung bei der geplanten Verwertung für das Erreichen der Ziele und Grundsätze des AWG irrelevant ist. Vergessen darf auch nicht werden, dass es sich bei Abfall um inhomogene Materialien handelt, deren Untersuchungen auf ihre genaue Zusammensetzung sehr schwierig, bisweilen sogar unmöglich ist. Häufig wird die Einstufung einer Maßnahme als Verwertung damit eher zum „Glücksspiel“ als zu einer rechtlich geregelten Wissenschaft. Doch damit nicht genug, kann die „Unzulässigkeit“ der Maßnahme – wie schon erwähnt – weitreichende abgabenrechtliche, verwaltungs- und sogar justizstrafrechtliche Implikationen haben.

Im beschriebenen Fall, dass eine Rückgewinnung von Eisen aus Abfällen mit einem Metallanteil von lediglich knapp über 10 % von den österreichischen Behörden allenfalls nicht zur Einstufung als Verwertungsmaßnahme iSd Kap 9.1.1 des BAWP akzeptiert wird, wäre bei einem Import von Abfällen zur Verwertung der Metallanteile die Qualifikation als „illegale Abfallverbringung“ denkbar. Dies ist insbesondere dann problematisch, wenn eine „Verbringung zur Verwertung“ gemäß der europäischen AbfallverbringungsVO (idR gemäß Art 18 leg cit – sog. „grüne Liste“) erfolgt, und die österreichische Behörde erst nach erfolgtem Import mitsamt den entsprechenden Bescheinigungen feststellt, dass die an den Import anschließende Metallrückgewinnung im beschriebenen Prozentbereich nicht zur Einstufung als Verwertungsmaßnahme

ausreicht. Dies selbst dann, wenn die beschriebene Maßnahme im Rahmen des Notifizierungsverfahrens von den zuständigen Behörden als Verwertungsmaßnahme eingestuft wurde. Faktisch könnten idR nicht notifizierungspflichtige Verbringungen dadurch nachträglich zu einer notifizierungspflichtigen (Beseitungs)Maßnahme erklärt werden oder notifizierungspflichtige Verbringungen für illegal erklärt werden. Illegale Verbringungen sind unter anderem gem § 79 Abs 1 Z 15a und 15b AWG potentiell mit einer Geldstrafe bedroht. Allenfalls wäre sogar eine gerichtliche Strafbarkeit möglich (vgl §§ 181b und 181c StGB). Nachdem bei derartigen Fällen somit auch (noch) nach erfolgtem Import festgestellt werden kann, ob eine Verwertungsmaßnahme vorliegt, besteht für den Normadressaten stets das Risiko (unabsichtlich) eine Verwaltungs- oder sogar Justizstraftat begangen zu haben. (BMLFUW 2002 & Europäisches Parlament 2006)

Die Forderung des Gesetzgebers nach einer formalen/strikten Einhaltung des BAWP birgt auch ein enormes Altlastenbeitragsrisiko. Vermeintliche Verwertungen, die einer Ausnahme des ALSAG unterliegen, werden bei Nichteinhaltung irgendeiner Regelung des BAWP zu Beseitigungen und unterliegen damit nicht mehr der Ausnahme von der Beitragspflicht. Die mit dem ALSAG bezweckte ökologische Zielrichtung und Steuergerechtigkeit würde damit gänzlich in den Hintergrund treten. Warum eine Verwertungsmaßnahme, bei der der BAWP nicht formal (vollständig) eingehalten wird, mit einem erheblichen Abgabenrisiko belastet sein sollte, auch wenn die Einhaltung des SdT auf andere geeignete Weise nachgewiesen werden kann, lässt sich mit ökopolitischen Wertungen kaum argumentieren. Dass der Verweis auf die Einhaltung des SdT durch den Verweis auf den BAWP in § 15 Abs 4a AWG nicht zu derartigen Abgabenvorschreibungen „missbraucht“ werden darf, erscheint offenkundig.
Aus all diesen Gründen kann somit zwar die Einhaltung des SdT, nicht jedoch die strikte bzw bisweilen „sklavische“ Einhaltung der Vorgaben des BAWP, Tatbestandsmerkmal des § 15 Abs 4a AWG sein. Folglich muss der Nachweis der Einhaltung des SdT entgegen dem „starren“ Wortlaut auch weiterhin durch alternative – nicht im BAWP genannte – Technologien/Verfahren, die ebenfalls dem SdT entsprechen, erfolgen können, wie dies etwa auch der OGH in vergleichbaren Fällen bestätigt (vgl idS in Bezug auf ÖNORMEN – OGH 2 Ob 221/08).

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Trotz der sinnvollen, überblicksmäßigen Darstellung der österreichischen Abfallwirtschaft sowie ausgewählter unionsrechtlicher Aspekte überwiegen in der abfallwirtschaftlichen Praxis die Problemstellungen, die sich durch den BAWP ergeben. Wie aufgezeigt, erweckt die Neufassung des § 15 Abs 4a AWG doch den (unbegründeten) Eindruck, dass die Vorgaben des BAWP nunmehr ein Tatbestandsmerkmal für die zulässige Verwertung von Abfällen darstellen.

Anders als dies der Wortlaut des § 15 Abs 4a AWG jedoch vermutet lässt, handelt es sich nach Ansicht der Verfasser beim BAWP um keine VO, sondern um ein technisches Regelwerk, das den SdT beschreibt. Die gewählte Formulierung ist aus verfassungsrechtlicher Sicht und insbesondere aus praktischer (abgaben- und verwaltungsstrafrechtlicher) Sicht problematisch, impliziert sie doch fälschlicherweise, dass die strikt (formale) Einhaltung des BAWP Voraussetzung für die Zulässigkeit einer Verwertungsmaßnahme ist. Diesbezüglich muss entweder ehestmöglich höchstgerichtlich geklärt werden, dass der in § 15 Abs 4a AWG enthaltene Verweis auf den BAWP als Sonderform einer Technikklausel bzw als unglückliche Ausformung eines Hinweises auf den SdT zu verstehen ist, und die damit offenbar bezweckte Einhaltung des SdT auch auf andere geeignete Weise erfolgen kann; oder besser, der Gesetzgeber

ändert diese als völlig "verunglückt" zu bezeichnende Novellierung des § 15 Abs 4a AWG ehestmöglich. Jede anderslautende Interpretation der Rechtslage würde unlösbare Wertungswidersprüche zur Folge haben, würde doch die nicht formale bzw nicht vollständige Einhaltung des BAWP automatisch und ausnahmslos zu einer Unzulässigkeit einer (Verwertungs-)Maßnahme führen. In weiterer Folge würden empfindliche bis existenzbedrohende Abgabenvorschreibungen nach dem ALSAG oder Verwaltungs- und sogar Justizstrafen drohen. Bis zur Klärung dieser für die gesamte Abfallwirtschaft relevanten Rechtsfrage besteht sohin ein Zustand erheblicher Rechtsunsicherheit.

Normadressaten ohne entsprechende Fach- und Rechtskenntnisse schlicht die vermeintliche „Verbindlicherklärung" des BAWP „hinzuwerfen" und ihnen selbst die Filetierung in verbindliche und unverbindliche Teile zu überlassen, ist nicht verfassungskonform. Sinnvoll wäre es, § 15 Abs 4a AWG wie folgt abzuändern: *„[…], sowie durch diese Maßnahme nicht gegen Vorschriften dieses Bundesgesetzes oder der auf Grund dieses Bundesgesetzes erlassenen Verordnungen verstoßen wird."* Dass der BAWP als objektiviertes, widerlegbares Gutachten gilt, ist auch bei dieser Textfassung auf Basis der bisherigen VwGH-Judikatur sichergestellt. Gleichzeitig sollte der BAWP auch wieder als das genutzt und wahrgenommen werden, was er sinnvollerweise sein kann: Eine gute, überblicksmäßige Beschreibung der österreichischen Abfallwirtschaft sowie des relevanten nationalen und europäischen Abfallrechts. Ohne die vorgenannte textliche Änderung und ohne die Beschränkung des BAWP auf seinen sinnvollen Umfang sowie aufgrund der „sklavischen" Anwendung des BAWP durch Behörden und ASV drohen weiterhin massive abgabenrechtliche und (verwaltungs)strafrechtliche Probleme, die durch die Novellierung des § 15 Abs 4a AWG sogar noch verschärft werden.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2002): *Abfallwirtschaftsgesetz 2002*, Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (AWG 2002), BGBl. I Nr. 102/2002

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2017): *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017* (BAWP 2017).

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2019): *AWG-Rechtsbereinigungsnovelle 2019*, Bundesgesetz, mit dem das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 geändert wird, BGBl. I Nr. 71/2019.

Eisenberger M. (2013) *Das ALSAG als de facto Strafnorm?* RdU 2013/55, 99.

Eisenberger M., Schneeberger L., Wutte Ch. (2020) *Rechtsnatur und (Un)Verbindlichkeit des Bundes-Abfallwirtschaftsplans*, RdU-UT 2020/9, 34

Eisenberger M., Wutte Ch. (2019) *Der Begriff des Abfallersterzeugers im österreichischen und europäischen Recht – Teil I*, RdU U&T 2019/19,75.

Eisenberger M., Wutte Ch. (2019) *Der Begriff des Abfallersterzeugers im österreichischen und europäischen Recht – Teil II*, RdU U&T 2019/23, 91.

Europäisches Parlament (2008): *Abfallrahmenrichtlinie* Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.

Europäisches Parlament (2006): *Verordnung über die Verbringung von Abfällen*, EG Nr. 1013/2006

Niederhuber M., Schlatter B. (2015) *Bundes-Abfallwirtschafsplan – eine Verordnung?* RdU 2015/137, 225.

Saria, *Technikklauseln und technische Normen – Neuere Entwicklungen im Recht der Technikklauseln*, ZTR 2011, 24.

Chemisches Recycling – neue Verfahren und neue Player in der Abfallwirtschaft? Stand und Ausblick

P. Hodecek
Scholz Austria GmbH, EU-Angelegenheiten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die nahezu täglichen Bilder über teilweise unfassbare Verschmutzungen von Meeren, Flüssen und urbanem Raum mit verschiedenartigsten Kunststoffabfällen haben sowohl auf politischer Ebene wie auch auf rechtlicher und technischer Ebene richtungsweisende Reaktionen ausgelöst: Die Europäische Union hat mit ihrer Kunststoffstrategie, mit der Richtlinie über Einwegartikel aus Kunststoffen und mit der Forderung nach einem Mindestrezyklatgehalt in Kunststoffgetränkegebinden aus globaler Sicht eine Vorreiterrolle eingenommen und umweltpolitisch starke Akzente gesetzt. Hersteller von Verpackungen aus Kunststoffen, Kunststoffproduzenten aber auch die chemische Industrie als Hersteller diverser Grundstoffe sind durch die globale Berichterstattung über das Kunststoffabfallproblem sowohl medial als auch aus rechtlicher Sicht unter Handlungsdruck geraten. Deshalb versteht sich die chemische Industrie zunehmend als Baustein der Kreislaufwirtschaft, in dem diese sehr stark das „chemische Recycling" – insbesondere von Kunststoffabfällen – propagiert. Neben den Verfahren zum chemischen Recycling erörtert der Beitrag die Frage, wann bzw. ob die chemische Industrie technologisch und logistisch in der Lage sein wird, größere Volumina gemischter Kunststoffabfälle in marktreifen Anlagen zu übernehmen. Kunststoffabfälle werden für ein chemisches Recycling in solchen Anlagen innerhalb Europas vermehrt grenzübereschreitend verbracht werden müssen. Diesbezüglich stellt sich auch die Frage, inwieweit neue und strengere Regelungen des Baseler Übereinkommens zumindest innerhalb der Europäischen Union nicht ein weiteres Hemmnis für die Zuführung dieser Abfallströme zu großen Industrieanlagen bedeutet.

Der Beitrag setzt auf den Stand der Diskussion im Juli 2020 auf.

1 EINLEITUNG

Die weltweite Krise der rasanten Zunahme der Umweltverschmutzung durch Kunststoffabfälle führt zu mannigfachen Handlungsaufrufen von zahlreichen Stakeholdern, von Verbrauchern und Regulierungsbehörden bis hin zu globalen Markenproduzenten sowie der chemischen und kunststoffverarbeitenden Industrie. Daraus resultieren neue Vorschriften für Kunststoffabfälle in der Europäische Union. Die hohe mediale Präsenz von Kunststoff hat dazu geführt, dass viele Branchen ihre Bemühungen um mehr Recycling und weniger (Primär)Kunststoffverbrauch verstärken, was gegenwärtig besonders im Sektor der Kunststoffverpackungen beobachtbar ist.

Global werden jährlich rund 350 Mio. t Primärpolymerwerkstoffe synthetisch als Duroplaste, Elastomere, Thermoplaste sowie thermoplastische Elastomere hergestellt. Diese „Kunststoffe" werden in stark steigenden Mengen in unterschiedlichsten Produkten und immer größer werdender Materialvielfalt verwendet. Am Ende der individuellen und jeweils sehr variablen „Lebensdauer" – exakter Weise als Gebrauchsdauer zu bezeichnenden Verwendungszeit - dieser Produkte fallen diese in Haushalten, Gewerbe und Industrie als „Kunststoffabfälle" an. Weltweit werden ge-

genwärtig nur 12 % mittels (werk)stofflichem Recycling durch mechanische (physikalische) Aufbereitung verwertet, Etwa 25 Masse-% werden thermisch behandelt, was jedoch nicht immer einer energetischen Verwertung entspricht. Die überwiegende Menge der Kunststoffabfälle wird geordnet deponiert oder illegal abgelagert (Hundertmark et al. 2018).

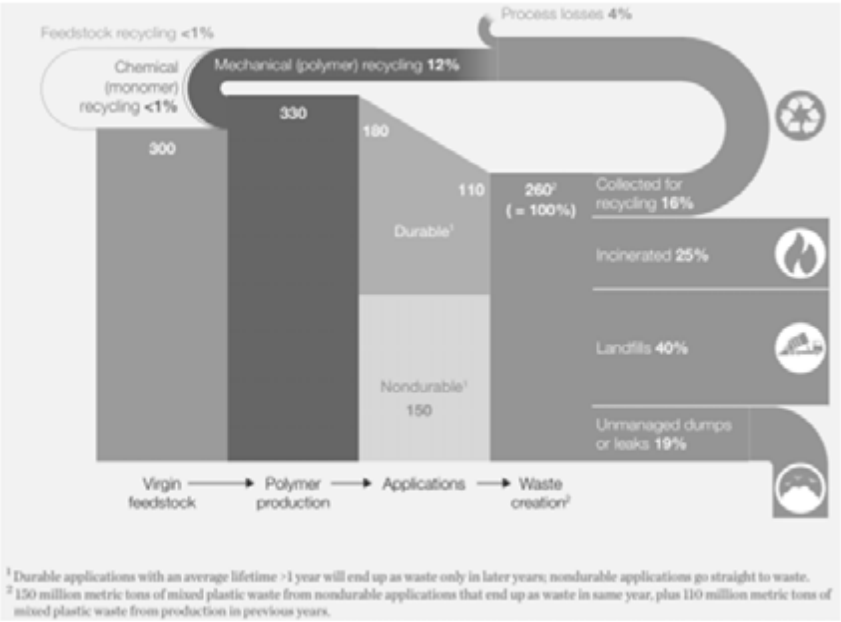


Abb. 1: Globale Polymer-Materialströme in Tonnen pro Jahr; Bezugsjahr 2016 (Hundertmark et al. 2018).

Innerhalb der Europäischen Union (EU) ist die Situation betreffend Verwertung von Kunststoffabfällen zwar deutlich besser, aber dennoch weit von erreichbaren bzw. zu erreichenden Zielquoten entfernt welche im Gemeinschaftsrecht bereits verbindlich verankert wurden. In der EU werden pro Jahr 56,1 Mio. t Primärpolymerwerkstoffe und zusätzlich 4,9 Mio. t Sekundärpolymerwerkstoffe zur Produktion von insgesamt 55,2 Mio. t Gebrauchsgütern aus Kunststoffen verwendet. Durch deren Verwendung entstehen Kunststoffabfälle unterschiedlicher Herkunft und Zusammensetzung. Jährlich werden insgesamt 29,1 Mio t solcher Kunststoffabfälle EU-weit gesammelt (Plastics Europe 2019). Auf den Verpackungssektor entfällt der größte Anteil von in der EU erzeugten Kunststoffabfällen in Form des Anfalls von Verpackungsabfälle. Auf diesen Sektor entfielen in 2018 rund 17,8 Mio. t bzw. 61 Masse-% der gesamten in der EU anfallenden Kunststoffabfallmenge. 60 Masse-% davon entfallen auf Verpackungsabfälle aus Haushalten.

Von der gesamten Menge der jährlich innerhalb der EU anfallenden Kunststoffabfälle werden 9,4 Mio. t bzw. rund 32 Massen-% einer (werk)stofflichen und 12,4 Mio. t bzw. nahezu 43 Masse-% einer energetischen Verwertung zugeführt. Immerhin 1,9 Mio. t bzw. 20 Masse-% der (werk)stofflich verwerteten Kunststoffabfälle werden nach außerhalb der EU exportiert. Ein überwiegender Anteil dieses Teilstroms wurde in der Vergangenheit als grün gelisteter Abfall nach China verbracht. Ein nicht unerheblicher Anteil von insgesamt 7,2 Mio t bzw. fast 25 Masse-% aller über Systemsammlungen in der EU erfassten Kunststoffabfälle wird in der EU deponiert (Plastics Europe 2019).

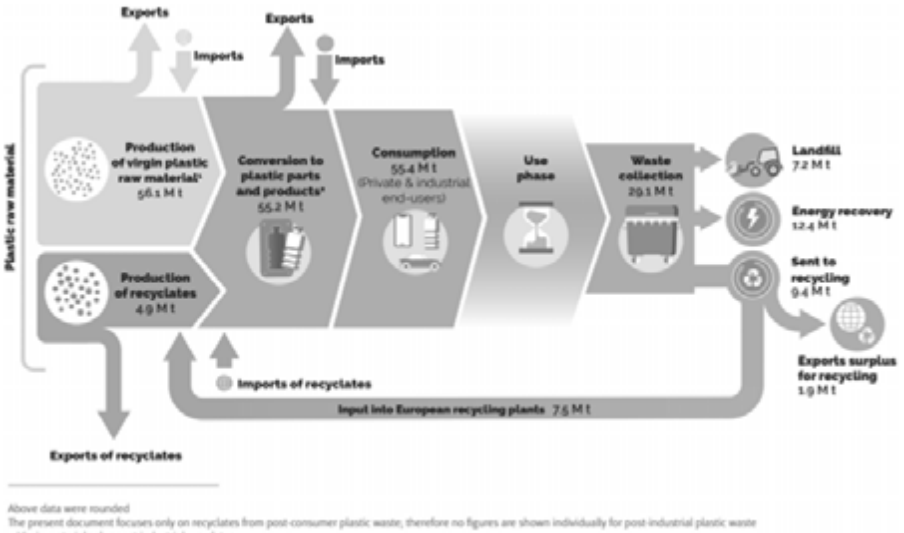


Abb. 2: Polymer-Materialströme innerhalb der Europäischen Union (EU) in Tonnen pro Jahr; Bezugsjahr 2018 (Plastics Europe 2019).

2 BEGRIFFE UND DEFINITIONEN

Beim (werk)stofflichen Recycling bleibt die Struktur der eingesetzten Abfallmaterialien grundsätzlich erhalten, es findet keine Stoffumwandlung statt. Bei Kunststoffabfällen bezieht sich dies auf die Polymerstruktur, welche sich durch das (werk)stoffliche Recycling nicht wesentlich verändert. Hier gelangen trockenmechanische und nassmechanische Aufbereitungsverfahren zur Anwendung, wobei das entstandene Mahlgut (Flakes) auch durch Aufschmelzen im Extruder in Sekundärprodukte überführt werden kann.

Beim (roh)stofflichen bzw. chemischen Recycling findet demgegenüber eine Stoffumwandlung statt, wobei im Falle von Kunststoffabfällen deren Polymerstruktur durch Depolymerisation in Monomere bzw. in Oligomere, in chemische Grundbausteine oder in Basischemikalien umgewandelt wird. Dafür werden thermochemische oder chemische Prozesse eingesetzt.

3 RECHTLICHE EINORDNUNG

Die Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL) des Europäischen Parlaments und des Rats (EU) 2018/851 subsummiert unter „stofflicher Verwertung“ jedes Verwertungsverfahren, ausgenommen die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die als Brennstoff oder anderes Mittel der Energieerzeugung verwendet werden sollen. Dazu zählen unter anderem die Vorbereitung zur Wiederverwendung, Recycling und Verfüllung. Begriffe wie die in der Bundesrepublik Deutschland verwendeten Bezeichnungen der „rohstofflichen“ bzw. der „werkstofflichen“ Verwertung existieren im Unionsrecht nicht; ebenso wenig der Begriff des“ chemischen Recycling“. Demzufolge ist chemisches Recycling auch nicht in die rechtlich verbindliche Abfallhierarchie der Abfallrahmenrichtlinie eingegliedert.

Beispielsweise stuft das deutsche Bundesministerium für Umwelt (BMU) das chemische Recycling als Teilmenge der „(roh)stofflichen Verwertung“ ein. Deshalb ist chemisches Recycling auch als Recycling gemäß dem deutschen Kreislaufwirtschaftsgesetz zu verstehen. Demgegenüber definiert das deutsche Verpackungsgesetz die (werk)stoffliche Verwertung als eine Verwertung durch Verfahren, bei denen stoffgleiches Neumaterial ersetzt wird oder das Material für eine weitere stoffliche Nutzung verfügbar bleibt. Hieraus ergibt sich, dass bei der (werk)stofflichen Verwertung die chemische Struktur des Materials einer Kunststoffverpackung erhalten bleiben muss. Daher ist das chemische Recycling nach Auffassung des BMU keine (werk)stoffliche Verwertung. Eine Anrechnung chemisch recycelter Mengen an Kunststoffverpackungsabfällen auf die Quote der (werk)stofflichen Verwertung ist daher aus Sicht des BMU rechtlich nicht möglich (Janz 2017).

Chemisches Recycling existiert auch im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002) nicht. Es wird lediglich normiert, dass nicht verwertbare Abfälle je nach ihrer Beschaffenheit durch biologische, thermische, chemische oder physikalische Verfahren zu behandeln sind. In Österreich ist die Diskussion um die rechtliche Einordnung des chemischen Recyclings augenscheinlich – noch – nicht angekommen, obwohl der Mineralölkonzern OMV seit einigen Jahren eine Pilotanlage zum chemischen Recycling von Polyolefinen nach dem ReOil Recyclingverfahren betreibt.

Bisher fehlt daher eine einheitliche und rechtlich verbindliche Definition des chemischen Recyclings auf europäischer Ebene sowie dessen Verankerung im europäischen Abfallrecht. Dies führt teilweise zu einzelstaatlichen Interpretationen und Legaldefinitionen, welche der geforderten EU-weiten Harmonisierung des Abfallrechts zuwiderlaufen. Einzelstaatliche Rechtsauslegungen wie jene der Bundesrepublik Deutschland sind deshalb abzulehnen.

4 VERFAHREN ZUM „CHEMISCHEN RECYCLING“

Es existieren eine Vielzahl an Verfahren zum chemischen Recycling, wobei in der Literatur Begriffe unterschiedlich definiert und verwendet werden, wodurch sich diese teilweise widersprechen. Auch hier fehlen einheitlich und rechtlich verbindliche Definitionen. Grundsätzlich können folgende Verfahren und Prozesse dem chemischen Recycling zugeordnet werden:

- Chemische Depolymerisation (auch Solvo- oder Chemolyse oder Verflüssigung): Die Polymerstruktur von Kunststoffabfällen wird mit Hilfe von unterschiedlichen Lösungsmittel aufgespalten. Dies ist nur bei Polykondensaten möglich (z.B. Polyester, Polyamide). Je nach eingesetzten Lösungsmittel lässt sich diese Form der Bindungsaufspaltung weiter unterscheiden in:
  - Glycolyse,
  - Methanolyse,
  - Hydrolyse und
  - Aminolyse.

- Thermische Depolymerisation (auch thermochemische Depolymerisation): Durch die Zuführung von Energie bei erhöhter Temperatur werden die Polymere des Kunststoffabfalls in ihre Monomerbestandteile zerteilt. Das Aufbrechen der Polymerketten in Kohlenwasserstofffraktionen erfolgt durch katalytische oder thermische Verarbeitung. Eine Reihe von Technologien befindet sich noch in Entwicklung. Es lassen sich folgende Verfahren zuordnen:
  - Pyrolyse (Ausschluss von Sauerstoff),
  - Vergasung (partielle Oxidation),

- Verölung (thermische oder katalytische Zersetzung),
- u.a.m.

Je nach Verfahren sind die aus den angewendeten Prozessen resultierenden Produkte und Reststoffe sehr unterschiedlich. Bei der Solvolyse werden die Polymerketten in Monomere zerlegt, wohingegen bei Pyrolyse und Verölung verschieden zusammengesetzte Kohlenwasserstoffmischungen erzeugt werden. Diese können nach einer weiteren Fraktionierung und Aufbereitung als Einsatzstoffe in der chemischen Industrie verwendet werden. Vergasungsprozesse erzeugen ein Synthesegas, allerdings enthält dieses nur noch die grundlegenden Bausteine H_2 und CO, was eine spätere stoffliche Nutzung wieder sehr aufwendig macht (Ramesohl & Meys 2020).

Das Produkt aus der Vergasung oder Pyrolyse von Kunststoffabfällen kann als Rohstoff (P2P, Kunststoff zu Kunststoff), aber auch als Kraftstoff (P2F, Kunststoff zu Kraftstoff) verwendet werden. Gemäß AbfRRL ist die die Aufbereitung von Abfällen zu Materialien, die als Brennstoff oder anderes Mittel der Energieerzeugung verwendet werden sollen nicht als stoffliche Verwertung (Recycling), sondern als sonstige Verwertung einzustufen. P2P weist damit aus Sicht der Abfallhierarchie gegenüber P2F (Recovery) eine höherwertigere Rangposition auf.

Der Pyrolyse und der Vergasung werden zukünftiges Potential zur Verwertung von gemischten und/oder verschmutzten Kunststoffabfällen zugesprochen. Ramesohl & Meys (2020) geben dazu einen Überblick über den derzeitigen Entwicklungsstand von thermochemischen zur Verwertung von Kunststoffabfällen. Dabei wurden 174 Literaturreferenzen aus wissenschaftlichen Artikeln nach Technologie, technologischem Reifegrad (TRL) nach Input-Materialart ausgewertet.

Von 133 Pyrolyseverfahren werden lediglich zwei Prozesse im Pilotmaßstab (TRL $\geq$ 6) beschrieben, die restlichen Verfahren liegen erst im Labormaßstab (TRL < 6) vor. Hinsichtlich Vergasung stehen zehn Prozesse mit einer technologischen Reife TRL $\geq$ 6 41 Prozessen im Labormaßstab gegenüber. Demzufolge scheint die Vergasung gegenüber der Pyrolyse etwas weiter entwickelt zu sein, großskalige Prozesse existieren allerdings nur begrenzt. Außerdem werden in 150 von 174 Quellen Reinstoffe als Inputmaterial eingesetzt (Ramesohl & Meys 2020).

5 CHEMISCHE UND KUNSTSTOFFVERARBEITENDE INDUSTRIE

Übergeordnetes Ziel der chemischen und kunststoffverarbeitenden Industrie ist die Erschließung neuer Roh- bzw. Grundstoffquellen bei gleichzeitiger Erhöhung der Nachhaltigkeit der eigenen industriellen Prozesse, z.B. durch Dekarbonisierung. Dabei eröffnet die Nutzung des in Kunststoffabfällen enthaltenen Kohlenstoffs als Ersatz fossiler Kohlenstoffquellen mittels chemischen Recyclings eine neue Option (Vogel et al. 2020). Deshalb ist auch anzunehmen, dass die Standorte der chemischen und kunststoffverarbeitenden Industrie auch als Standorte chemischer Recyclinganlagen zur Weiterverarbeitung der in diesen Anlagen entstehenden Stoffe als chemische Grundbausteine in Betracht zu ziehen sind.

Aus Kunststoffabfällen zurück gewonnene Polymere zählen zu den Basischemikalien dieser Industriesparten. Basischemikalien werden meist in Massenproduktion hergestellt und als sogenannte Commodities gehandelt. Commodities werden auf der Primärseite in Massenproduktion hergestellt. Hierbei sind sowohl die Verfügbarkeit der Rohstoffe, die Rohstoffpreise, die Infrastruktur als auch die Transport- und Logistikwege sowie etwaige Skaleneffekte entscheidende Faktoren. Auch die Verfügbarkeit

von Vorprodukten, die unter Umständen zu Engpässen im Produktionsprozess führen können, stellt einen kritischen Erfolgsfaktor dar. Eine langfristige Produktionsplanung ist daher in der chemischen und in der kunststoffverarbeitenden Industrie essenziell.

In diesem Zusammenhang erhebt sich die Frage, ob die vorgenannten Rahmenbedingungen durch die Abfall- und Recyclingwirtschaft überhaupt erfüllbar sind. In den Anlagen der chemischen und in der kunststoffverarbeitenden Industrie werden zumeist sehr große Mengenströme – insbesondere im Segment der Basischemikalien – bewegt. Ob eine kontinuierliche Verfügbarkeit von Kunststoffabfallströmen in entsprechender Menge und Qualität sichergestellt werden kann, ist derzeit völlig offen. Mit großer Wahrscheinlichkeit werden einige der in Frage kommenden Kunststoffabfälle zum Zweck des chemischen Recyclings grenzüberschreitend verbracht werden müssen. Gerade vor dem Hintergrund der derzeitigen Debatte auf EU- und UN-Ebene über die Verschärfung der zukünftigen Exporte von Kunststoffabfällen nimmt die Gewährleistung eines kontinuierlichen Mengenzuflusses an geeigneten Kunststoffabfällen zum chemischen Recyclinganlagen eine Schlüsselposition ein.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ZUSAMMENFASSUNG

Aus dem in Kapitel 4 angeführten Überblick ist erkennbar, dass noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf im Anwendungsfeld thermochemischer Recyclingverfahren besteht. Derzeit bestehen weltweit mehr als 30 Industrieinitiativen zur Demonstration und Kommerzialisierung von chemischen und thermochemischen Depolymerisationstechnologien zur Aufbereitung und Verwertung von Kunststoffabfällen (Ramesohl & Meys 2020).

Die weitaus überwiegende Anzahl der darin involvierten Unternehmen ist der chemischen und kunststoffverarbeitenden Industrie zuzuordnen; ein klares Indiz, dass die Abfall- und Recyclingwirtschaft neuen und sehr leistungsstarken Marktteilnehmern entgegensieht.

LITERATUR

Hundertmark, T., McNally, C., Simons, T.J., Vanthournout, H. (2018) No time to waste: What plastics recycling could offer. McKinsey & Company, New York.

Janz, A. (2017) Chemisches Recycling von Kunststoffabfällen – eine Alternative zur werkstofflichen Verwertung? ReSource 2017 (30), 67-70.

Plastics Europe (2019) Circular Economy Report. Brussels.

Ramesohl, S., Meys, R. (2020) Chemisches Kunststoffrecycling – Potentiale und Entwicklungsperspektiven. Ein Beitrag zur Defossilierung der chemischen und kunststoffverarbeitenden Industrie in NRW. Ein Diskussionspapier der Arbeitsgruppe Circular Economy.IN4climate.NRW, Gelsenkirchen.

Vogel, J., Krüger, F., Fabian, M. (2020) Chemisches Recycling; Hintergrund. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Neuerungen im Umgang mit Altlasten aufgrund der erwarteten Reform des Altlastensanierungsgesetzes

P. Ivankovics & R. Ladeck
Held Berdnik Astner & Partner Rechtsanwälte GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Der Umgang mit Altlasten erfolgt in Österreich auf Basis des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG). Wesentliche Elemente des ALSAG sind die Erfassung von Altlasten, die Finanzierung und die Durchführung von Altlastenmaßnahmen. Das ALSAG soll einer umfassenden Reform unterzogen werden. Es existiert bereits ein Gesetzesentwurf, der weitreichende Änderungen verheißt. Diese umfassen unter anderem neue Beurteilungskriterien für Altlasten, die Einführung eines eigenen Altlastenverfahrensrechts, den Entfall der Haftung des Liegenschaftseigentümers, Neuerungen betreffend die Rechtsnachfolge und Anpassungen der Förderbestimmungen. Dieser Beitrag bietet einen Abriss der wesentlichen, zu erwartenden Änderungen.

1 EINLEITUNG

Seit mehreren Jahren schon gibt es Bestrebungen, das Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) zu novellieren. Ende 2018 gab es dazu schließlich erstmalig einen Ministerialentwurf, welcher bereits in Begutachtung war (87/ME, 26. GP). Noch zu Beginn dieses Jahres durfte man davon ausgehen, dass Mitte 2020 die Novelle in Kraft treten würde. Der Ende 2019 gewählte Titel dieses Beitrages, in welchem vom „*ALSAG 2020*“ gesprochen wurde, ist noch Zeuge dieses Optimismus. Zu dem Zeitpunkt im Juli 2020, zu dem diese Zeilen geschrieben werden, ist noch offen, ob das Gesetz tatsächlich 2020 in Kraft treten wird. Wir wollen zwar optimistisch bleiben, werden die Novelle aber, etwas verhaltener, schlicht mit „*ALSAG Novelle*“ und das novellierte Gesetz als „*ALSAG neu*“ bezeichnen.
Auch wenn der Zeitpunkt des Inkrafttretens der Novelle noch nicht feststeht, lässt sich auf Grund des veröffentlichten Entwurfes der Inhalt des zukünftigen Gesetzes bereits darstellen. Nachfolgend werden die aus unserer Sicht wesentlichsten Neuerungen kurz umrissen.

2 WESENTLICHE NEUERUNGEN

2.1 Eigenständiges Materiengesetz

Es wirkt fast paradox, doch ist nach der derzeitigen Rechtslage die Sanierung von Altlasten im Wesentlichen nicht im ALSAG selbst geregelt. Der insoweit einschlägige § 17 ALSAG normiert zwar die Zuständigkeitskonzentration zugunsten des Landeshauptmannes (Scheichl & Zauner 2010, § 17 Rz 2), Zwangsmaßnahmen hinsichtlich der Sanierung von Altlasten zu verfügen, in der Sache verweist die Norm aber auf die einschlägigen Bestimmungen der Gewerbeordnung 1994, des Wasserrechtsgesetzes 1959 (WRG 1959) und des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 (AWG 2002). Das ALSAG ist insofern lediglich eine (dynamische) Verweisungsnorm (Scheichl & Zauner 2010, § 17 Rz 1).

Mit der ALSAG Novelle wird die Durchführung von Altlastenmaßnahmen unmittelbar im ALSAG neu selbst geregelt sein. Mit Ausweisung der Altlast tritt gemäß § 19 Abs 3 ALSAG neu eine Verfahrenskonzentration ein. Andere bundesrechtliche Vorschriften sind mit Ausweisung der Altlast auf die Sanierung von Altlasten nicht mehr anwendbar. Bewilligungen, Genehmigungen oder Anzeigen nach anderen bundesrechtlichen Vorschriften (unbenommen des UVP-G 2000) sind nicht erforderlich. § 19 Abs 4 ALSAG neu normiert, dass altlastenbezogene Verpflichtungen nach anderen Bundesgesetzen „*erlöschen*" (gemeint wohl eher „*nicht mehr anwendbar sind*"). Aufrecht bleiben jedoch bereits durch individuelle Anordnung konkretisierte Rechtspflichten, sprich durch Bescheid getroffene Anordnungen.

Die Verfahrenskonzentration umfasst, ungleich der Verfahrenskonzentration im Rahmen des UVP-G 2000, nur *bundesgesetzliche* Vorschriften. *Landesgesetzliche* Normen, etwa des Naturschutzrechts, der Raumordnungen oder der Bauordnungen, bleiben weiterhin anwendbar und sind von den jeweils zuständigen Behörden zu vollziehen.

2.2 Stärkung des Verursacherprinzips

Gemäß § 21 Abs 1 ALSAG neu ist jedermann, dessen Anlagen, Maßnahmen oder Unterlassungen eine Altlast verursacht haben, verpflichtet, die erforderlichen Altlastenmaßnahmen zu setzen. Schuldhaftigkeit oder Rechtswidrigkeit der Verursachung ist nicht erforderlich. Mehrere Verpflichtete haften solidarisch. Die Norm gilt für neu auszuweisende und auch bereits bisher ausgewiesene Altlasten. Die ausdrücklich normierte Haftung für Verursachung durch Unterlassung könnte den historischen Liegenschaftseigentümer zum Verpflichteten machen, sofern als Unterlassung auch verstanden wird, als Liegenschaftseigentümer nichts gegen die Entstehung einer Altlast unternommen zu haben.
Diese Festlegung der Verpflichteten ist nicht ganz unproblematisch. Sie knüpft Haftungsfolgen an Handeln (bzw. Unterlassung), welches zum Zeitpunkt der Handlung weder rechtswidrig noch mit Haftungsfolgen bedroht gewesen sein muss. Die Erläuterungen zum Entwurf nehmen hierauf Bezug, sehen die Norm aber „*durch die besonderen Umstände der Altlastenproblematik*" und das besondere Interesse an der Beseitigung „*gravierender historischer Umweltverunreinigungen und deren verursachungsgerechte Finanzierung*" für gerechtfertigt (ErläutRV 87/ME 26. GP, 5)
Zusätzlich ist in § 21 Abs 1 letzter Satz ALSAG neu normiert, dass die Verursachung der Altlast vermutet wird, wenn eine Person die Anlagen oder die Liegenschaft auch nur zeitweilig für eigene oder fremde Zwecke benutzt hat. Diese Vermutung ist zwar, so entnimmt man den Erläuterungen, widerlegbar (ErläutRV 87/ME 26. GP, 5). Sie ist aber dennoch weitreichend, da bereits eine zeitweilige Benutzung von Anlagen oder der Liegenschaft ausreicht. Im Ergebnis wird damit eine Beweislastumkehr für alle historischen Nutzer der Liegenschaft normiert.
Gemäß § 31 ALSAG neu geht die Haftung für die Verursachung einer Altlast im Falle einer gesellschaftsrechtlichen Gesamtrechtsnachfolge über. Im Falle einer Spaltung haften die beteiligten Gesellschaften solidarisch für Verpflichtungen aus dem ALSAG neu. Die Norm gibt keine Indikation dafür, dass sie auch auf historische gesellschaftsrechtliche Vorgänge anwendbar wäre. Eine andere Auslegung wäre vor dem Hintergrund des verfassungsrechtlichen Eigentumsschutzes und des Gleichheitssatzes wohl auch nicht haltbar, da im Nachhinein Haftungsketten geschaffen würden, für die es im Zeitpunkt der Gesamtrechtsnachfolge noch keine rechtliche Grundlage gab.

2.3 Geltungsbereich

Vom Geltungsbereich des ALSAG ausgenommen sollen nach der Novelle Standorte oder Flächen sein, die durch land- oder forstwirtschaftliche Tätigkeiten, Tätigkeiten nach dem Mineralrohstoffgesetz, radioaktive Stoffe nach dem Strahlenschutzgesetz oder Sprengstoffe oder Sprengstoffabfälle verunreinigt sind.
Diese Ausnahme begünstigt die Verursacher von Ablagerungen, da sie nicht für die verursachten Verunreinigungen haften. Sie belastet gleichzeitig die nunmehrigen Eigentümer solcher Flächen. Sie können, da die Liegenschaft nicht als Altlast ausgewiesen werden kann, keine Förderung für die Sanierung in Anspruch nehmen. Die Einschränkung des Geltungsbereiches hat auch zur Folge, dass nach dem ALSAG neu keine Erkundungsmaßnahmen zur Untersuchung des Risikopotentials auf solchen Liegenschaften gesetzt werden können.

2.4 Nutzungsbezogene Bewertung

Das ALSAG alt sieht als Ziel des Gesetzes die Sicherung und Sanierung von Altlasten vor (vgl Scheichl & Zauner 2010, § 1 Rz 1, wonach es sich um eine „programmatische Bestimmung" handelt, vgl auch ErlRV 898 BlgNR XVII. GP). Der Zielkatalog des ALSAG neu ist diverser. Es zielt gemäß § 1 ua auf die „*Ergreifung geeigneter Maßnahmen zur Verringerung und Überwachung des von diesen ausgehenden Risikos für Mensch oder Umwelt*" und „*die Unterstützung der nutzungsbezogenen Wiedereingliederung von Altablagerungen, Altstandorten und Altlasten, die ihre bisherige Funktion und Nutzung verloren haben, in den Wirtschaftskreislauf*" sowie „*die dafür erforderliche Finanzierung*" ab.
Mit dem Nutzungsbezug ist bereits in der Zielsetzung des ALSAG neu eine wesentliche Änderung angelegt, welche sich durch mehrere Facetten des ALSAG neu zieht. Dies betrifft die Ausweisung der Altlast, die Prioritätenklassifizierung und die Sanierungsmaßnahmen bzw das Sanierungsziel. Da es hier jeweils Neuerungen gibt, sind diese Punkte auch abseits des Nutzungsbezuges kurz zu erläutern.

2.4.1 Altlastenausweisung

Nach der Begriffsdefinition des ALSAG neu sind Altlasten Altablagerungen oder Altstandorte (vor dem 1. Juli 1989), die erheblich kontaminiert sind oder von denen erhebliche Risiken für Mensch oder Umwelt ausgehen. Ob eine erhebliche Kontamination vorliegt, wird anhand der Art der Schadstoffe, der Intensität und dem Ausmaß der Kontamination und der Schadstofffrachten im Gewässer bestimmt. Ob von der Ablagerung ein erhebliches Risiko ausgeht, ist zusätzlich anhand der Ausbreitung der Schadstoffe, der Auswirkungen auf Böden und Gewässer, insbesondere deren Nutzung, und die Möglichkeit für eine Aufnahme durch den Menschen zu beurteilen. Im Rahmen der Risikoeinschätzung ist gemäß § 14 Abs 7 Z 2 ALSAG neu die Nutzung zu berücksichtigen. Umfasst sind sowohl die aktuelle, als auch die zukünftige zugelassene, dh im Flächenwidmungsplan festgelegte oder sonst bewilligte, Nutzung.

2.4.2 Prioritätenklassifzierung

Unter dem Begriff „*Sanierung*" versteht das ALSAG neu nunmehr die „*Dekontamination*" und die „*Sicherung*", wobei, etwas verwirrend, der Begriff „Dekontamination" nach dem ALSAG neu in etwa dem entspricht, was bisher unter dem Begriff „*Sanierung*" verstanden wurde. Daneben ist als Altlastenmaßnahme zusätzlich die Beobachtung vorgesehen, worunter die Überwachung und Dokumentation des Emissionsverhaltens und der Nutzung der Altlast verstanden wird.
Die Art der zu ergreifenden Maßnahmen hängt im Wesentlichen von der Prioritätenklassifizierung ab. Diese wiederum hängt von der (nutzungsbezogenen) Risikoein-

schätzung ab: 1 – hoch, 2 – mittel, 3 – niedrig. Altlasten mit einem erheblichen Risiko für Mensch oder Umwelt sind zumindest der Prioritätenklasse 2 zuzuordnen. Bei Altlasten der Prioritätenklasse 1 und 2 ist entweder mittels Dekontamination oder Sicherung vorzugehen. Bei Prioritätenklasse 3 sollen Beobachtungsmaßnahmen gesetzt werden.

2.4.3 Sanierungskonzept

Verpflichtete haben innerhalb von sechs Monaten nach Zuordnung der Prioritätenklasse dem Landeshauptmann ein Konzept für Altlastenmaßnahmen vorzulegen. Mit der Erstellung des Sanierungskonzeptes liegt es grundsätzlich in der Hand des Verpflichteten das Projekt zu gestalten. Legt der Verpflichtete trotz Auftrag durch den Landeshauptmann kein Sanierungskonzept vor, kann dieses auf Kosten des Verpflichteten erstellt werden.

Die in § 22 ALSAG neu enthaltenen Anforderungen an das Sanierungskonzept sind umfassend. Dieses hat, stark zusammengefasst, eine detaillierte Beschreibung der Altlast, der Maßnahmen, der Zielwerte und der Durchführung des Projektes samt Finanzierung zu enthalten. Aufgrund der hohen Anforderungen an das Konzept ist die Frist zur Erstellung des Konzeptes mit sechs Monaten knapp bemessen. Das Projekt ist vom Landeshauptmann zu genehmigen.

Im Sanierungskonzept sind u.a. die zu erreichenden Umweltstandards durch Maßnahmenziele festzulegen. Grundlage für die Festlegung ist wiederum die Risikoabschätzung. Die Maßnahmenziele sind durch Sanierungszielwerte oder Kontrollwerte zu konkretisieren, welche mit Verordnung des Bundesministers für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie festzulegen sind. Nach Abschluss der Sanierungsmaßnahmen darf kein erhebliches Risiko für Mensch und Umwelt verbleiben.

Die Nutzung einer Liegenschaft und die zugelassene Nutzung haben Einfluss auf das Sanierungsziel. Während die Nutzung unmittelbar vom Liegenschaftsberechtigten beeinflusst werden kann, liegt die Festlegung der zugelassenen Nutzung in der Regel im Kompetenzbereich der jeweiligen Gemeinde. Durch eine Änderung der Widmung könnte sich hier der Altlastenstatus oder zumindest die Prioritätenklassifizierung ändern, was für den Verpflichteten Handlungspflichten auslösen kann.

Die Festlegung von Maßnahmenzielen aufgrund der Risikoeinschätzung dürfte zudem eine Lockerung bezüglich der Sanierungsziele mit sich bringen. Bisher waren hier häufig die strengen Ziele des WRG 1959 ausschlaggebend.

2.5 Haftung des Liegenschaftseigentümers und Wertersatz

Schon nach den bisher geltenden materienrechtlichen Vorschriften ist primär die Haftung des Verursachers einer Ablagerung vorgesehen. Ist dieser nicht feststellbar, ist er zur Erfüllung des Auftrages rechtlich nicht im Stande oder kann er aus sonstigen Gründen nicht beauftragt werden, ist in § 74 Abs 1 AWG 2002 eine subsidiäre Haftung des Liegenschaftseigentümers vorgesehen. Für Ablagerungen vor dem 1.7.1990, haftete der Liegenschaftseigentümer dann, wenn er die Ablagerungen auf eigenem Boden ausdrücklich gestattet und daraus in Form einer Vergütung für die Inanspruchnahme seines Eigentums einen Vorteil gezogen hat. Eine ähnliche Regelung findet sich in § 138 Abs 4 WRG. Die Leistungspflicht des Liegenschaftseigentümers ist nach AWG 2002 zudem auf jenen Wert des Vorteiles begrenzt, der die übliche Vergütung für die Inanspruchnahme seines Eigentums überstieg.

Die Haftung des Liegenschaftseigentümers erlischt in dem Zeitpunkt, in dem er nicht mehr Liegenschaftseigentümer ist (VwGH 29.01.2015, Ro 2014/07/0105). Ein historischer Liegenschaftseigentümer kann somit auf Basis der bisherigen Rechtslage nicht zur Haftung herangezogen werden (VwGH 14.12.2017, Ra 2015/07/0168).

Ist das Eigentum an der Liegenschaft übergegangen, haftete der neue Liegenschaftseigentümer, wenn er von der Lagerung oder Ablagerung Kenntnis hatte oder bei gehöriger Aufmerksamkeit Kenntnis haben musste (VwGH 21.11.2012, 2009/07/0118). Ungleich dem historischen Liegenschaftseigentümer haftete der Erwerber einer Liegenschaft, welcher diese nach dem 1.7.1990 erwarb, vollumfänglich (VwGH 21.11.2012, 2009/07/0118).
Als Altlast ausgewiesene Liegenschaften sind auf Grund dieser gesetzlichen Regelung oft nur schwer verwertbar: Der bisherige Eigentümer haftet oftmals nicht, da er selbst nicht Verpflichteter ist oder die Ablagerung geduldet hat, ein potentieller Erwerber muss aber damit rechnen, im Falle des Erwerbs die Kosten einer allfälligen Sanierung zu tragen (vgl. Scheichl & Zauner 2010, § 18 Rz 6). Nach der ALSAG Novelle ist eine Haftung des Liegenschaftseigentümers nicht mehr vorgesehen, es sei denn, er ist selbst Verpflichteter.
Der Entwurf der ALSAG Novelle sieht jedoch vor, dass für den Fall, dass der Bund selbst die Altlast saniert, der Liegenschaftseigentümer einen von Amts wegen festzusetzenden Wertausgleich zu leisten hat. Der Wertausgleich ist in der Höhe der „*maßnahmenbedingten Wertsteigerung*" festzusetzen. Begrenzt ist der Betrag mit den tatsächlichen Kosten der Sanierung zzgl. einer Inflationssicherung. Offen ist noch, mit welchem Maß die maßnahmenbedingte Wertsteigerung zu messen ist.

2.6 Wirkung für Altstandorte und Ablagerungen

Der Begriff der Verdachtsfläche wird aus dem ALSAG gestrichen. Nicht als Altlasten ausgewiesene Altstandorte und Ablagerungen verbleiben in der Zuständigkeit, der nach dem jeweiligen Materiengesetz berufenen Behörde.
Das ALSAG neu überlässt Altstandorte und Altablagerungen aber nicht vollständig anderen Materiengesetzen. Gemäß § 32 ALSAG neu sind die im ALSAG neu enthaltenen Grundsätze hinsichtlich der (i) Erfassung von Beurteilung von Altablagerungen, Altstandorten und Altlasten und (ii) der Durchführung von Altlastenmaßnahmen auch auf Altablagerungen und Altstandorte, die nicht als Altlast ausgewiesen wurden, auch bei gegebenenfalls nach anderen umweltrechtlichen Vorschriften des Bundes vorzunehmenden Prüfungen, ob und welche Maßnahmen hinsichtlich Altablagerungen und Altstandorten zu ergreifen sind, heranzuziehen. Dies gilt insbesondere hinsichtlich der Festlegung von Maßnahmenzielen und Zielwerten.
Im Wesentlichen wird damit ausgedrückt, dass auch nach anderen Materiengesetzen in Hinblick auf Altlasten und Altstandorte die risikobasierten Grundsätze des ALSAG neu anzuwenden sind. Fragen bestehen hinsichtlich der praktischen Umsetzung dieser Vorgaben. Man nehme etwa das Beispiel des WRG 1959, welches ein strenges Schutzniveau hinsichtlich des Schutzgutes Wasser vorsieht. Was bedeutet es, wenn im Rahmen des WRG 1959 die Grundsätze des ALSAG neu anzuwenden sind? Sind Sanierungsmaßnahmen nach dem WRG 1959 abweichend von den sonst strengen Zielvorgaben folgenutzungsspezifisch vorzuschreiben? Gerade diese risikobasierte Einschätzung nach dem ALSAG neu führt doch dazu, dass die Ablagerung bzw. Altstandort nicht als Altlast ausgewiesen wurde. Was ist also das Sanierungsziel? Ist im Rahmen des WRG 1959 alleine die Methodik des ALSAG neu anzuwenden? Werden die Ziele des WRG 1959 modifiziert? Hier besteht Klärungsbedarf.

2.7 Anpassung des Umweltfördergesetzes

Im Zuge der Novelle des ALSAG soll auch das Umweltförderungsgesetz geändert werden. Die Änderungen betreffen hier vor allem, neben terminologischen Anglei-

chungen, die Erweiterung von Förderungsmöglichkeit auf Ablagerungen und Altstandorte, die nicht als Altlasten ausgewiesen sind.

2.8 Datenbank

Gemäß § 18 ALSAG neu soll der Altlastenkataster durch eine Datenbank ersetzt werden, in welcher die Altlasten in Form einer Polygondarstellung (nicht mehr mit Grundstücksnummer) dargestellt werden. Neben Altlasten soll auch eine öffentliche Abfrage von Altablagerungen und Altstandorten möglich sein. Dies betrifft Altablagerungen und Altstandorte, bei denen nach einer Erstabschätzung eine erhebliche Kontamination oder erhebliches Risiko zu erwarten ist oder solche, die bereits einer Beurteilung unterzogen wurden. Informationen über sonstige Altstandorte und Altablagerungen können im Wege des Umweltinformationsgesetzes beim Bundesministerium eingeholt werden.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Der Entwurf zur ALSAG Novelle verspricht weitreichende Änderungen in der Behandlung von Altlasten. Neben den verfahrensrechtlichen Neuerungen werden die spürbarsten Auswirkungen wohl von der Stärkung des Verursacherprinzips, der nutzungsbezogenen Bewertung von Altlasten und dem Entfall der Haftung des Liegenschaftseigentümers ausgehen. Die hier angestellte Übersicht steht natürlich unter dem Vorbehalt, dass alles auch so umgesetzt wird, wie dies im Entwurf vorgesehen ist. Davon ist im Wesentlichen auszugehen. Wann die Novelle in Kraft treten wird und ob es daher vielleicht noch eine Novelle „*ALSAG 2020*“ geben wird, ist noch offen.

LITERATUR

Scheich A. & Zauner R. (2010) ALSAG Altlastensanierungsgesetz, Wien.

Energieversorgung 2050 – Herausforderungen für die Abfallwirtschaft

C. Lampert, J. Oliva & M. Tesar
Umweltbundesamt, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Erreichung der Ziele des Pariser Klimaübereinkommens bedingt in verschiedenen Bereichen große Änderungen, etwa in der Energieaufbringung, im Verkehrswesen oder im Gebäudesektor. Bei der Energieaufbringung wird von einem massiven Ausbau der Windkraft sowie der Photovoltaik ausgegangen, bei der Mobilität von einem weitgehenden Umstieg auf Elektromobilität. Dies wird auch massiven Einfluss auf das Abfallaufkommen in der Zukunft haben. In einem Szenario des Umweltbundesamtes steigt die installierte Leistung von Photovoltaikanlagen zwischen 2017 und 2050 von 1.270 MW auf 26.400 MW, jene von Windkraftanlagen von 2.844 auf 10.500 MW und die Anzahl an batteriegetriebenen Pkws von 18.500 auf 5,3 Mio. Stück. Entsprechend werden nach der Nutzungsdauer zunehmend größere Mengen an Abfällen anfallen, für die teilweise Recyclingtechnologien noch in Entwicklung sind.

1 EINLEITUNG

Im Pariser Klimaabkommen wurde vereinbart, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf deutlich unter 2°C über dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen. Im „Transition-Szenario“ des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt 2017) wird aufgezeigt, wie eine Umsetzung dieses Abkommens erfolgen kann, indem die Treibhausgas-Emissionen bis zum Jahr 2050 um mindestens 80 % gegenüber 1990 reduziert werden.

Um das Ziel zu erreichen, ist ein weitreichender Wandel von Gesellschaft und Wirtschaft notwendig. Dabei ist insbesondere auf Investitionen in jene langlebigen Infrastrukturen und zukunftsfähigen Technologien zu fokussieren, die einen Ausstieg aus der Nutzung fossiler Energie ermöglichen, die eine Verringerung der Verkehrsleistung und ein nachhaltiges Mobilitätsmanagement bewirken, die hohe Energieeffizienzstandards im Gebäudebereich etablieren und die zum Ausbau der Kreislaufwirtschaft beitragen.

Dieser Beitrag fokussiert sich auf den Bereich Energieaufbringung mittels Photovoltaik und Windkraftanlagen sowie auf Elektromobilität. Veränderungen in diesen Bereichen werden auch zeitlich verzögert durch den Anfall etwa von PV-Modulen, Rotorblättern oder Li-Ionenakkus Auswirkungen in der Abfallwirtschaft haben. Entsprechende Recyclingtechnologien müssen dafür, sofern noch nicht vorhanden, entwickelt und entsprechende Anlagenkapazitäten bereitgestellt werden.

2 AUFKOMMEN UND BEHANDLUNG VON PV-MODULEN, WINDKRAFTANLAGEN UND LI-AKKUS

In der Abfallwirtschaft kommen derzeit nur sehr geringe Mengen an PV-Modulen, Abfällen aus Windkraftanlagen oder Li-Akkus an. Durch den für die Zielerreichung notwendigen raschen Ausbau von PV-Anlagen und Windkraftanlagen sowie den Umstieg auf Elektromobilität werden hinkünftig jedoch große Abfallmengen mit spezifischen Behandlungsanforderungen anfallen.

2.1 Photovoltaikanlagen

PV-Module bestehen mengenmäßig zum Großteil aus Glas (60 – 85 %), Aluminium (0 – 20 %), Kunststoff (7 – 10 %), den Solarzellen (3 – 4 %) und Sonstigen (2 - 2,5 %; Leiterbahnen, Lote, Anschlussdose) sowie in geringen Mengen aus Metallen wie Cu, Sn, Pb, Ag, Al und Ni (Wambach & Rommel 2017).
Von 2010 bis 2017 stieg die installierte Leistung in Österreich von knapp 100 MW auf ca. 1.270 MW an. Gemäß Transition-Szenario wird die installierte Leistung bis 2050 auf 26.400 MW ansteigen. Dies entspricht ca. dem 21-fachen Wert der Leistung 2017.

2.1.1 Abfallaufkommen

Das Abfallaufkommen wurde für 2017 mit 240 t abgeschätzt, wobei diese Menge zu mehr als 80 % aus Anlagen stammt, die nie in Betrieb gegangen sind oder innerhalb der ersten 8 Jahre der Nutzungsdauer ausgeschieden wurden. Bei einer Nutzungsdauer von 25 Jahren und einem Gewicht von 80 kg/kWpeak (Bandbreite bei Recherche: 49,6 bis 157 kg/kWpeak) wird das Gesamtgewicht der 2050 in Betrieb stehenden Anlagen ca. 2,1 Mio. t betragen und ca. 64.000 t gebrauchte Module werden ausgeschieden. Das maximale Abfallaufkommen wird für 2074 mit ca. 106.000 t erwartet.

2.1.2 Behandlung von PV-Modulen

Aus kristallinen PV-Modulen (ca. 90 % der eingesetzten PV-Module) werden durch mechanische Verfahren vor allem Glas und Aluminium zurückgewonnen. Dünnschichtmodule enthalten wertvollere Stoffe (Tellur, Indium, Gallium) oder z.T. gefährliche Stoffe (Cadmium) wodurch aufwändigere Verfahren zur Rückgewinnung dieser Stoffe angewendet werden. Dabei gibt es verschiedene Verfahren (teilweise noch im Pilotversuch), wobei die Entfernung der Laminierung, die vor Umwelteinwirkungen schützt, ein wichtiger Schritt ist, um die Halbleitermaterialien freizulegen.

2.2 Windkraftanlagen

Windkraftanlagen bestehen aus Fundament, Turm, Gondel, Nabe und Rotorblättern, wobei die Materialien Beton (Fundament und Turm), Stahl (Turm und Gondel), Metalle (Gondel, Nabe) und Kunststoffe (Rotorblätter, Gondel) verwendet werden.
Die installierte Leistung der Windkraftanlagen nahm von 1994 von 0,3 MW auf 2.844 MW im Jahr 2017 zu (IGW 2018). Gemäß Transition-Szenario wird die installierte Leistung bis 2050 auf 10.500 MW ansteigen.
Die Leistung neu errichteter Anlagen hat in den letzten Jahren deutlich zugenommen. Betrug diese im Jahr 2001 durchschnittlich noch weniger als 1,7 MW, so stieg diese in den Jahren 2015, 2016 und 2017 auf knapp über 3 MW pro Anlage. Die durchschnittliche Leistung aller Anlagen im Jahr 2017 betrug ca. 2,25 MW. Im Rahmen des Projektes wurde angenommen, dass die Leistung je Anlage noch bis 2025 auf 3,5 MW ansteigt.
Unter Berücksichtigung von Leitungssteigerungen der einzelnen Anlagen wird dies eine Zunahme der Anlagenanzahl um ca. 140 % gegenüber 2017 bedeuten.

2.2.1 Abfallaufkommen

Die Nutzungsdauer wurde mit 25 Jahren angesetzt. Massemäßig dominiert das Fundament (ca. 80 % der Masse; davon 95 % Beton, 5 % Stahl). Für Rotorblätter, die knapp 2 % der Masse ausmachen, wurde eine Masse von 12,5 t/MW angesetzt.
In den 2017 1.260 in Betrieb befindlichen Anlagen waren ca. 2,1 Mio. t Material verbaut, davon ca. 1,6 Mio. t an Fundamenten, 330.000 t Türme, 100.000 t Gondeln, 35.000 t Rotorblätter und 39.000 t Naben.

2050 wird sich die insgesamt verbaute Masse auf ca. 7,4 Mio. t belaufen, davon ca. 5,86 Mio. t an Fundamenten, 960.000 t Türme, 367.000 t Gondeln, 131.000 t Rotorblätter und 93.000 t Naben.
In der Abfallwirtschaft ist im Jahr 2050 ein Anfall von ca. 206.000 t an Fundamentmaterial (wobei nicht gesagt werden kann, ob die Fundamente tatsächlich rückgebaut werden), von 43.000 t Turmmaterial, 13.000 t Gondeln, 4.600 t Rotorblätter und 3.300 t Naben zu erwarten. Die größten Massen werden 2043 eingebaut. Entsprechend der Nutzungsdauer von 25 Jahren ist daher das größte Abfallaufkommen für das Jahr 2068, mit einem Gesamtaufkommen von 918.000 t (inklusive rückgebauter Fundamente), zu erwarten. Davon sind ca. 16.000 t Rotorblätter.
Die enormen Schwankungen in der Anzahl neu errichteter Anlagen (zusätzlicher Ausbau plus Ersatz alter Anlagen) werden sich auch in der Abfallwirtschaft durch stark schwankende anfallende Mengen auswirken.

2.2.2 Behandlung von Windkraftanlagen

Für das Fundament (aus Stahlbeton), Masten (aus Stahl, Stahlbeton oder Stahlbeton und Stahl), Gondeln (überwiegend aus Metall) und Naben (aus Metall) stehen bekannte, praxiserprobte Recyclingverfahren zur Verfügung.
Bei den Rotorblättern findet in manchen Ländern ein mechanisches Recycling statt. Dabei werden die polymeren Verbundstrukturen auf eine gewünschte Partikelgröße zerkleinert, anschließend klassiert und die einzelnen Fraktionen als Füll- oder Verstärkungsstoffe wieder eingesetzt.
Rotorblätter mit Glasfasern können in der Zementindustrie energetisch-stofflich genutzt werden. In MVAs können weder glasfaser- noch karbonfaserverstärkte Kunststoffe energetisch verwertet werden, da diese nur unvollständig verbrannt werden und Filteranlagen verstopfen können. Karbonfaserverstärkte Kunststoffe können durch ihre Leitfähigkeit zudem Kurzschlüsse, Stromausfälle oder sogar Brände in elektrostatischen Abscheidern verursachen (Limburger & Quicker 2018). Inwieweit diese Abfälle in Zementdrehrohren oder Hochöfen behandelt werden können, wird derzeit noch untersucht.
Es gibt Bestrebungen, verstärkt Fasern (Glasfasern und insbesondere die teuren Karbonfasern) zurückzugewinnen. Ebenso wird daran geforscht, das duroplastische Matrixmaterial durch thermoplastisches Matrixmaterial zu ersetzen, wodurch eine direkte Umformung des Bauteils zu einer neuen Funktion durch Erhitzen möglich wäre.

2.3 Elektromobilität

2017 waren in Österreich 18.500 elektrisch betriebene PKW, 1.700 leichte Nutzfahrzeuge, 140 Busse und 7.100 motorisierte Zweiräder in Verwendung.
Im Transition-Szenario werden für das Jahr 2050 5,3 Mio. elektrisch betriebene PKW, ca. 450.000 leichte Nutzahrzeuge, 61.000 schwere Nutzfahrzeuge, 9.500 Busse und 915.000 motorisierte Zweiräder angenommen.

2.3.1 Aufkommen an Li-Ionenakkus

In batterieelektrischen PKWs werden gegenwärtig Traktionsbatterien mit einem durchschnittlichen Gewicht von rund 300 kg verbaut. Bei Plug-In-hybridelektrischen Pkw beträgt das Batteriegewicht derzeit rund 75 kg, bei elektrischen Kleinkrafträdern und Motorrädern 10 kg bis 20 kg. Hinsichtlich zukünftiger Entwicklungen ist davon auszugehen, dass sich die verbauten Batteriekapazitäten in allen Fahrzeugkategorien noch signifikant erhöhen werden. Gleichzeitig steigen die Energiedichten in den verbauten Batterien. Bei der im Transition-Szenario hinterlegten Entwicklung der verbauten Batteriekapazitäten wird von einer Halbierung des durchschnittlichen Bat-

teriegewichts bei batterieelektrischen PKWs bis zum Jahr 2050 ausgegangen (Umweltbundesamt, 2017).
Die Masse der im Jahr 2017 in Elektrofahrzeugen (PKW und leichte Nutzfahrzeuge) eingesetzten Li-Ionenakkus beträgt ca. 6.060 t. Das Aufkommen an Li-Akkus aus Fahrzeugen im Jahr 2017 ist minimal (ca. 100 t inklusive Produktionsabfälle).
Das Abfallaufkommen an Li-Ionenakkus aus PKW, leichten Nutzfahrzeugen und motorisierten Zweirädern wird unter Annahme einer Nutzungsdauer von 10 Jahren und einer Nachnutzungsdauer von 15 Jahren für 2050 mit 20.700 t geschätzt. Jene etwa 55.300 t Akkus, die 2050 aus der Flotte ausfallen werden, würden bei einer Nachnutzung von durchschnittlich 15 Jahren, 2065 als Abfall anfallen.

2.3.2 Behandlung von Li-Ionenakkus

Ca. ein Drittel der Batterie sind nicht der eigentliche Akku, sondern bspw. Gehäuse oder Elektronik für die Batteriesteuerung. Für diese Materialien bestehen bereits Recyclingwege. Aus dem eigentlichen Akkumulator werden derzeit vor allem die wertvollen Materialien Kobalt, Nickel und Kupfer rückgewonnen. Für die Rückgewinnung von Li gibt es zwar Verfahren, diese werden jedoch aus ökonomischen Gründen (derzeit) nicht angewendet.

3 ZUSAMMENFASSUNG

PV-Module, Windkraftanlagen und Traktionsbatterien aus Elektroautos fallen derzeit nur in sehr geringen Mengen an. In den kommenden Jahren und Jahrzehnten werden diese Abfälle jedoch stark ansteigen. Insbesondere wird es bei Windkraftanlagen durch den ungleichmäßigen Ausbau zu starken Schwankungen im Abfallaufkommen kommen.
Derzeit gibt es keine Behandlung von PV-Modulen, Rotorblättern und Li-Ionenakkus in Österreich.
Effiziente Recyclingtechnologien sind derzeit noch nicht für alle Abfälle entwickelt, wie etwa für Rotorblätter von Windkraftanlagen. Auch bei Li-Ionenakkus findet derzeit neben dem Recycling der Gehäuse und der Batteriesteuerung oft nur eine Rückgewinnung von Kobalt, Nickel und Kupfer statt.

LITERATUR

IGW: Interessensgemeinschaft Windkraft (2018): *Windkraft in Österreich*, Jahresanfangspressekonferenz 10 Jänner 2018

Limburger, M., Quicker, P. (2018): *Entsorgung von Carbonfasern – Probleme des Recyclings und Auswirkungen auf die Abfallverbrennung*

Umweltbundesamt (2017): Krutzler, T., Zechmeister, A., Stranner, G., Wiesenberger, H., Gallauner, T., Gössl, M., Heller, C., Heinfellner, H., Ibesich, N., Lichtblau, G., Schieder, W., Schneider, J., Schindler, I., Storch, A., Winter, R.: *Energie- und Treibhausgas-Szenarien im Hinblick auf 2030 und 2050*; REP-0628

Wambach, K., Rommel, W. & Kerner, S. (2017): *Neue Werkstoffe. Ansätze und Wege zur Optimierung des ökologischen Fußabdrucks von karbonfaserverstärkten Kunststoffen und Solarmodulen in einer leistungsfähigen Kreislaufwirtschaft*. ReSource 4/2017.

Sekundärressourcen aus Photovoltaik, Windturbinen und E-Autos

S. Scherhaufer, F. Part & P. Beigl
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

I. Meyer & M. Sommer
Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Ziel dieses Tagungsbeitrags ist es, die Situation von Photovoltaik- und Windkraftanlagen sowie Elektro-Fahrzeugen in Österreich im Hinblick auf dessen Sekundärressourcenpotential unter Betrachtung von derzeit sowie in naher Zukunft verfügbaren Recyclingtechnologien zu bewerten. Die quantitative Bewertung solcher Entwicklungs- bzw. Entsorgungsszenarien erfolgt auf Basis einer Materialflussanalyse, die wiederum die Grundlage für eine makro-ökonomische Modellierung bildet, welches vom Österreichischen Institut für Wirtschaftsforschung durchgeführt wird, um Auswirkungen auf Wirtschaft und Umwelt zu identifizieren.

1 EINLEITUNG

Die Dekarbonisierung im Energie- und Mobilitätssektor ist von großer Bedeutung für die Reduktion der Treibhausgasemissionen, um eine globale Erwärmung auf unter 2 °C zu limitieren. Die Strategie zur Energiewende beinhaltet neben Maßnahmen zur Energieeinsparung die Anhebung der Stromproduktion aus erneuerbaren Energiequellen und den Ausbau der Elektro-Mobilität. Größtes Ausbaupotential bezüglich der Stromproduktion besteht bei Windkraft- und Photovoltaik (PV)-Anlagen. Weiters sollen die Neuzulassungen von emissionsfreien Personenkraftwagen forciert werden und der Anteil von E-Bussen und E-Lkw deutlich erhöht werden.
Gleichzeitig fallen derzeit noch geringe Mengen an Abfällen aus diesen Sektoren in Österreich an und daher sind Sammel- sowie Recyclingsysteme für End-of-Life-PV, -Windturbinen bzw. E-Fahrzeugen noch nicht vollständig etabliert. In naher Zukunft – unter Berücksichtigung der hohen Wachstumsraten von PV- und Windkraftanlagen sowie neu zugelassenen Elektroautos in Österreich – wird sowohl der Ressourcenverbrauch (vor allem kritische Rohstoffe, wie Siliziummetall, Tantal oder Neodym) als auch das Abfallaufkommen (z.B. Beton aus dem Turm der Windkraftanlagen, Lithium-Ionen Batterien aus E-Fahrzeugen, Glas verklebt mit Siliziumzellen aus PV) stetig wachsen. Sobald die drei Produktgruppen das Ende ihrer Lebensdauer erreichen (z.B. PV-Abfälle, die marktbedingt frühestens 2030 erwartet werden), werden die Mengen für das Recycling und damit der Anteil an wertvollen Sekundärrohstoffen drastisch ansteigen. Auch wenn es noch mehr als 10 Jahre dauert, müssen bereits jetzt Vorkehrungen getroffen werden, um die prognostizierten Mengen zukünftig behandeln und das Ressourcenpotenzial so gut wie möglich ausschöpfen zu können.

2 SEKUNDÄRRESSOURCENPOTENTIAL

2.1 Photovoltaik

PV-Anlagen bestehen aus PV-Modulen auf Basis von Siliziumzellen oder Dünnschichtzellen mit oder ohne Aluminiumrahmen sowie der Balance of System (BOS) inkl. Laderegler, Wechselrichter, Batterielader und Verkabelung. Diverse Elektronik

wird auch für die Überwachung des gesamten Systems benötigt, wie z.B. Temperatursensoren. Das Gesamtgewicht kann von 5 bis 28 kg, die Nennleistung von 120 bis 300 Wp und die Größe von 1,4 bis 1,7 m^2 pro Modul betragen (Bio Intelligence Service, 2011). Nicht nur die PV-Module selbst enthalten wertvolle Ressourcen, sondern auch die Elektronik im System ist hinsichtlich ihres Ressourcenverbrauchs nicht außer Acht zu lassen. Kritische Metalle in PV-Systemen sind Tantal in Kondensatoren und Platin und andere Edelmetalle in Leiterplatten, die in Überwachungsgeräten der Elektroinstallation enthalten sind.
Aufgrund der großen Masse an Glas in PV-Modulen, ist Glas auch ein bedeutender Faktor beim Recycling. Die Materialien (z.B. Siliziumzellen, Rück- und Frontmetallisierungspaste) sind jedoch mit sehr hitzebeständigen Harzen verklebt. Dadurch wird die Demontage erschwert und ermöglicht das Recycling nur mit hohem Aufwand. Der hohe Glasanteil macht PV-Module für das Verbundglas-Recycling sehr interessant. Die Verarbeitung geht jedoch mit Verunreinigungen durch geklebte Zellen und Pasten einher (Höller et al. 2016). Aufgrund der geringen Mengen an Altmodulen sind diese Verunreinigungen derzeit noch tolerierbar. Bei steigenden Mengen sind diese Verunreinigungen (v.a. Blei) künftig jedoch kritisch zu betrachten. Derzeit ist die Verarbeitung zu Glaswolle am weitesten verbreitet. Diese Recycling-Technologien für siliziumbasierte PV-Module basieren auf mechanischer Zerkleinerung und Trennung z.B. bei der Firma Reiling und Exner Trenntechnik in Deutschland. Andere Sekundärressourcen (außer Metalle) werden derzeit nicht getrennt. Anders sieht es bei den Recyclingtechnologien für Dünnschichtzellen aus, bei denen kryogene, thermische oder chemische Prozesse zum Einsatz kommen (z.B. ANTEC Solar, Loser Chemie, First Solar, Seperatec in Deutschland). Umicore (Belgien) ist auf das hydro-metallurgische Recycling von Produktionsabfällen spezialisiert (Stolz et al. 2017).
Hochwirksames Recycling ist technisch prinzipiell möglich, wird aber oft aus wirtschaftlichen Gründen nicht praktiziert. Unter der Voraussetzung, dass die Anlagenkapazitäten genutzt werden können und die Vermarktung von Sekundärrohstoffen erkennbar ist, ist hocheffiziente Verwertung möglich. Aluminium von Rahmen und Steckverbindern können durch automatisierte Demontage und Weiterverarbeitung mit hoher Reinheit verwertet werden. Glas könnte so verwertet werden, um hohe Reinheit zu erhalten, die für Anwendungen mittlerer bis hoher Qualität, wie z.B. Herstellung von Flachglas, geeignet ist. Silizium kann durch Säureauswaschung abgetrennt werden, um hochreines metallurgisches Silizium zu erhalten. Silber kann durch Elektrolyse auf Graphitstäben abgetrennt werden (Ardente et al. 2019).

2.2 Windturbinen

Eine Windkraftanlage besteht aus einem Fundament und einem Turm, einer Gondel mit Generator, Transformatoren, einem Getriebe (bei Getriebeturbinen) und Elektronik sowie einem Rotor mit drei Flügeln. Der Unterschied zwischen Turbinen mit oder ohne Getriebe basiert auf der Technologie zur Umwandlung von Leistung zwischen Rotor und Turbine. Getriebelose Turbinen können mit Permanentmagneten aus Neodym ausgestattet werden (Luidold 2013). Neodym (Nd) ist eine kritische Ressource und zählt zu den seltenen Erden und wird in Form von Neodym-Eisen-Bor (NdFeB) in getriebelosen Windenergieanlagen eingesetzt. Der Einsatz von Neodym-Magneten spielt in Österreich allerdings eine geringe Rolle. Die Materialzusammensetzung wird zudem stark beeinflusst durch die Nabenhöhen, die von 80 bis 173 m, und den Rotordurchmesser, der von 95 bis 124 m in Österreich reichen kann (Winkelmeier et al. 2014). Die Rotorblätter bestehen zu einem Großteil aus glasfaser-verstärkte oder carbonfaser-verstärkte Verbundstoffe.
Die Lebensdauer von Windkraftanlagen wird auf 20 bis 30 Jahre geschätzt. Eine Generalsanierung könnte die Lebensdauer um weitere 15 Jahre verlängern (Wilburn 2011). In Österreich und Deutschland ist es jedoch üblich, das sogenannte

Repowering durchzuführen, das heißt, kleinere Turbinen (mit niedrigem Wirkungsgrad) durch neuere mit höherem Wirkungsgrad zu ersetzen. Die Energie Burgenland Windkraft ersetzt somit 26 Windkraftanlagen, die im Jahr 2003 erbaut wurden, mit 13 neuen, womit die Gesamtleistung von 46.8 MW auf 65 MW steigt. Der Einsatz von höheren Leistungen und größeren Rotorblättern, erfordert den Neubau von Fundament und Turm, damit die Statik gewährleistet werden kann.
Die Verwertung von Windkraftanlagen ist in Österreich derzeit aufgrund geringer Mengen an Altanlagen nicht gut etabliert. Im Zuge des Repowerings werden Teile der Anlage (Rotorblätter, Generator, Getriebe, etc.) verkauft und an anderen Standorten (meist außerhalb Österreichs) wiederverwendet. Der Turm wird abgebaut und wird dem Recycling von Beton zugeführt. Das Fundament bleibt teilweise im Boden oder wird ausgebaut und ebenfalls recycelt. Die geschätzte, durchschnittliche Recyclingquote aller Komponenten einer Windturbine beträgt 81 % (D'Souza et al. 2011), welche hauptsächlich auf den Stahlturm mit mehr als 50 Masse-% der Windturbine (exkl. Fundament) zurückzuführen ist. Ein offener Punkt ist das Recycling von Rotorblättern, da es derzeit noch keine kommerzielle Recyclingprozesse gibt und deshalb zumeist in Zementfabriken zur Energiegewinnung mitverbrannt werden oder wiederverwendet werden (z.B. auf Kinderspielplätzen). Durch das Recycling von Carbonfasern könnte jedoch eine große Menge an Energie und Rohstoffe eingespart werden, da die Herstellung sehr energieintensiv ist (Einsiedler 2017).

2.3 Elektro-Fahrzeuge

Elektrisch betriebene Fahrzeuge unterscheiden sich von jenen mit Verbrennungsmotoren durch Zusatzkomponenten wie Wechselrichter, Bordladegerät und Schnellladestecker sowie einem Batteriesystem, hauptsächlich Lithium-Ionen-Batterien und einem Elektromotor. Das Chassis von Elektrofahrzeugen hat ein geringeres Gewicht als bei Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren, um eine höhere elektrische Reichweite zu ermöglichen. Daher werden weniger Stahl oder Gusseisen in die Wagen eingebaut, sondern leichtere Metalle wie Aluminium sowie mehr Kabel. Eine der wichtigsten Komponenten in Elektrofahrzeugen ist das Batteriesystem (z.B. 318 kg beim E-Golf), das bei verminderter Kapazität während der Lebensdauer des Fahrzeugs ausgetauscht werden muss. In diesem Fall ist die Batterie jedoch noch funktionsfähig und kann z.B. in Batterieladesystemen für PV-Anlagen in Haushalten wiederverwendet werden. Der VDE rechnet mit einer Gesamtlebensdauer der Batterie von 20 Jahren. Ein weiterer wichtiger Bauteil in Elektrofahrzeugen ist der Elektromotor, der mit einem FeNdB-Magnet ausgestattet ist, dessen Neodym-Gehalt wirtschaftlich bedeutend ist.
Ein wesentlicher Faktor im Recycling von Elektrofahrzeugen ist die Lithium-Ionen Batterie. Aus Ressourcensicht sind Metalle wie Kobalt, Kupfer und Nickel interessant zu extrahieren (z.B. über Ultrahochtemperatur; UHT-Prozess von Umicore) sowie Lithiumverbindungen. Die Vielfalt der Materialien und die Vielfalt der Formen und Größen der in Elektrofahrzeugen verwendeten Batterien ist jedoch eine Herausforderung für das Recycling (Huang et al. 2018). Im Allgemeinen werden verbrauchte Lithium-Ionen-Batterien zuerst entladen und dann in einzelne Komponenten wie Gehäuse, Kabel und Schrauben zerlegt. Das Zellrecycling basiert entweder auf hydro- oder pyrometallurgischer Aufbereitung. Das hydrometallurgische Verfahren ist die am häufigsten verwendeten Technologie für das Batterierecycling (z.B. Retriev Technologies Inc. in Kanada). Mit dieser Methode kann eine hohe Rückgewinnungsrate von Metallen erreicht werden. Der Nachteil dieses Prozesses ist jedoch, dass große Mengen an Säuren benötigt werden, was eine Verwertung des bei diesem Prozess anfallenden Klärschlamms erfordert. Die pyrometallurgische Verarbeitung wird z.B. bei Umicore (Belgien) kommerziell genutzt. Dabei werden hauptsächlich Co und Ni aus verbrauchten Lithium-Ionen-Batterien zurückgewonnen. Bei der Batrec Industrie AG

(Schweiz) wird ein physikalisches Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Batterien eingesetzt, wobei die Outputs Nichteisenmetalle, Nickel-Eisen, Elektrodenmaterialien und Kunststoffe umfassen. Ausschlaggebend für einen wirtschaftlichen Recyclingprozess ist derzeit Kobalt. Die stark steigende Menge an Altbatterien wird für die Abfallwirtschaft in Österreich einen herausfordernden Materialstrom darstellen (Nigl 2016).

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Bei Betrachtung der derzeitigen Recyclingwege für Teile von PV-, Windkraft-Anlagen und E-Autos wird deutlich, dass großes Optimierungspotenzial besteht. Die Verwertung mit höheren Recyclingquoten ist technisch möglich, jedoch aufgrund der (noch) geringen Mengen an EoL-Produkten derzeit wirtschaftlich nicht rentabel. Dennoch ist es unumgänglich, Überlegungen zum besseren Stoffstrommanagement bzw. zur Erreichung einer Kreislaufwirtschaft zu treffen, um den Ressourcenverbrauch zu minimieren und die Recyclingquote zu erhöhen.
Um Abfallwirtschaft im Sinne der Kreislaufwirtschaft zu etablieren, sind jedoch nicht nur hohe Recyclingraten anzustreben, sondern auch wesentliche Aspekte wie das Produktdesign zum Ersatz von Edelmetallen (z.B. Silber durch Kupfer bei PV-Modulen) oder seltenen Erden, eine kaskadische Nutzung (z.B. Wiedereinsatz von Li-Ion Batterien von E-Autos als Energiespeicher in PV-Anlagen zur Erhöhung des Eigenstromverbrauchs), Vorbereitung zur Wiederverwendung (z.B. Remanufacturing von Li-Ion Batterien bei Nissan Leaf) und optimiertes Recycling (z.B. Carbonfaser, Neodym).

LITERATUR

Ardente, F., Latunussa, C. E. L., Blengini, G. A. (2019) Resource efficient recovery of critical and precious metals from waste silicon PV panel recycling. *Waste Management, 91*, 156-167. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.059

Bio Intelligence Service. (2011) *Study on Photovoltaic Panels Supplementing the Impact Assessment for a Recast of the WEEE Directive*.

D'Souza, N., Gbegbaje-Das, E., Shonfield, P. (2011) *Life Cycle Assessment of Electricity Production from a V112 Turbine Wind Plant*. Retrieved from Randers, Denmark:

Einsiedler, D. (2017). *End of Life Wege von Windkraftanlagen in Österreich: Herausforderungen und Chancen beim Recycling.* (Master), University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Safety and Risk Assessment, Vienna.

Höller, R., Wimmer, A., Scherhaufer, S., Part, F., Salhofer, S. (2016) *Sammel- und Verwertungsstrategie für Photovoltaik-Module in Oberösterreich*. Wels/Wien

Huang, B., Pan, Z., Su, X., An, L. (2018). Recycling of lithium-ion batteries: Recent advances and perspectives. *Journal of Power Sources, 399*, 274-286. doi:https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2018.07.116

Luidold, S. (2013). *Kritische Rohstoffe für die Hochtechnologieanwendung in Österreich. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie.* Retrieved from

Nigl, T. (2016). *Zwischenlagerung, Aufbereitung und Verwertung von Lithium-IonenBatterien und -Akkumulatoren*. Paper presented at the Der Umgang mit High-Tech-Produkten in der Abfallwirtschaft, 13. September 2016,, Wien.

Stolz, P., Frischknecht, R., Wambach, K., Sinha, P., Heath, G. (2017). *Life Cycle Assessment of Current Photovoltaic Module Recycling. Report IEA-PVPS T12-13:2018*.

Wilburn, D. R. (2011). *Wind energy in the United States and materials required for the land-based wind turbine industry from 2010 through 2030* (2011-5036). Retrieved from Reston, VA: http://pubs.er.usgs.gov/publication/sir20115036

Winkelmeier, H., Krenn, A., Zimmer, F. (2014). *Das realisierbare Windpotential Österreichs für 2020 und 2030*.

Rückbau und Recycling von Windenergieanlagen

P. Weißhaupt
Umweltbundesamt, Produktverantwortung, Dessau-Roßlau, Deutschland

KURZFASSUNG: Die installierte Gesamtleistung der Windenergieanlagen in Europa beträgt 205 GW. In Deutschland beträgt die installierte Leistung gegenwärtig 53,9 GW und mehr als 29.000 Windenergieanlagen onshore (Wind Europe 2020). Nach mehreren ausbaustarken Jahrzehnten wird in der Zukunft auch der Rückbau an Bedeutung gewinnen, weshalb das deutsche Umweltbundesamt die Studie „Entwicklung eines Konzepts und Maßnahmen für einen ressourcensichernden Rückbau von Windenergieanlagen“ (Zotz et al. 2019; UBA-Texte 117/2019) in Auftrag gegeben hat. Darin wurden die rechtlichen Grundlagen der Betreiberverantwortung erörtert, der Anlagenbestand erfasst und in Clustern ähnlicher Bauart wiedergegeben. Diese Daten lassen eine Prognose möglicher Abfälle zu. Es wurden technische Empfehlungen für einen Rückbau sowie das anschließende Materialrecycling getätigt. Es sind bereits mehrere gute Rückbautechniken verfügbar, weshalb nun eine Standardisierung der Verfahren und der rückbaurelevanten technischen Informationen zweckmäßig ist. Weiterhin ist die Erlasslage der Bundesländer für die Durchführung maßgeblich und klärt Detailfragen des Rückbauumfangs sowie der Rückstellungsleistungen.

1 EINLEITUNG

Erste Konzepte für den Rückbau von Windenergieanlagen wurden bereits 1995 erarbeitet, als in Deutschland mit dem verstärkten Ausbau dieser Technologie begonnen wurde (Kehrbaum 1995). Seitdem hat die Branche einen rasanten Technologiewandel durchlaufen, so dass heute eine Vielzahl an unterschiedlichen Modellen in abweichenden Ausführungen und an unterschiedlichen Standorten vorhanden sind. Diese vielen Eventualitäten erschweren die Entwicklung eines einzigen Standardkonzepts für den Rückbau, vielmehr ist jeder Rückbau ein eigenes und individuelles Vorhaben. Der Rückbau erfordert nicht nur technische, sondern auch organisatorische Konzepte. Gemäß Baugesetzbuch und auch gemäß Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) tragen die Betreiber die Verantwortung für einen Rückbau, welcher als Teil einer Stilllegung verstanden werden kann und durchzuführen ist, wenn dauerhaft kein weiterer Betrieb vorgesehen ist. Damit diese Aufgabe am Ende der Lebensdauer sorgfältig erfüllt wird, sind in einigen Bundesländern Rückstellungsleistungen eine Voraussetzung für eine Anlagengenehmigung, wobei es unterschiedliche Berechnungsformeln gibt, welche sich an der Anlagenhöhe, der Leistung oder auch an der Investitionssumme orientieren. Unbeschadet der zuvor erbrachten Rückstellungen trägt der Betreiber die Kosten. Ein wichtiges Ziel des Umweltbundesamtes ist es, dass bei den Rückbautätigkeiten eine gute und sichere technische Praxis beschritten wird, welche die Wiederverwendung bestimmter Komponenten und das hochwertige Recycling zulässt. Somit besteht eine Anforderung in der materialspezifischen Separation. Des Weiteren ist sicherzustellen, dass für sämtliche Anlagenbestandteile grundsätzlich die Möglichkeit der Entsorgung besteht. Dies konnte für die meisten Bestandteile bestätigt werden, Schwierigkeiten könnten bei der Verwertung von Seltenerdmagneten sowie von Rotorblättern auftreten. Die Studie verdeutlichte auch, dass Rückbau und Recycling vergleichsweise aufwendig und daher regelmäßige Wartungen sinnvoll sind, um einen möglichst langen Betrieb sicherzustellen. Die Erkenntnisse der Studie lassen den Schluss zu, dass durchaus Betriebsdauern erreicht werden können, welche deutlich über der Entwurfslebensdauer von 20 Jahren liegen. Die Entscheidung für

einen Weiterbetrieb oder einen Rückbau muss im Einzelfall getroffen werden, wobei das Ziel der Abfallvermeidung für möglichst lange Betriebsdauern spricht.

2 RÜCKBAU UND RECYCLING

2.1 Rückbau

2.1.1 Rahmenbedingungen

Mit Windenergieanlagen sowie weiteren Anlagen für die dezentrale Energiegewinnung wurde eine neue Art von Anlagen geschaffen. Es handelt sich um eine große Zahl an unterschiedlichen Anlagenmodellen in den geologischen Gegebenheiten der Standorte angepassten Ausführungen und mit einer sehr heterogenen Besitzer- und Betreiberstruktur. Zugleich sind diese Anlagen Teil einer ortsfesten Infrastruktur, so dass nicht nur der Materialerhalt, sondern auch der Erhalt der installierten Gesamtleistung eine Herausforderung des Rückbaus ist. Aus diesem Grund wird die bestehende Anzeigepflicht des Rückbauvorhabens gegenüber der Bundesnetzagentur aber zusätzlich auch gegenüber den regionalen Behörden stark befürwortet.

2.1.2 Rückbauumfang

Im Fall eines Rückbaus ist zunächst der Rückbauumfang festzulegen. Grundsätzlich sieht das Gesetz einen vollständigen Rückbau inklusive der Fundamente, Stellflächen, Zuwegungen und Kabeltrassen vor. Zugleich zeigt die Erfahrung mit ersten Rückbauvorhaben, dass diese Forderung ungenau formuliert ist und in der Praxis bisweilen davon abgewichen wird. Beispielsweise sind Pfahlgründungen nicht vollständig rückbaubar und Zuwegungen könnten möglicherweise eine Nachnutzung erfahren. Die Erforderlichkeit des Kabelrückbaus wird ebenfalls unterschiedlich eingeschätzt. Wirtschaftliche Erwägungen gerade auch zum Zeitpunkt des Rückbaus bestimmen zusätzlich das Handeln und die Wahl der angewendeten Technik, weshalb die Festlegung des Rückbauumfangs auch eine Aufgabe der zuständigen Behörden vor Ort sein kann. Die Erlasslage variiert in Deutschland je nach Bundesland und ist an die unterschiedlichen Bauarten angepasst.

2.1.3 Informationspflichten und Stilllegung

In der Studie des Umweltbundesamtes wurden erste Empfehlungen für gute Praxis bei einem Rückbau genannt. In jedem Fall sind anlagenspezifische Herstellerinformationen zweckmäßig, welche neben der Materialzusammensetzung sowie Menge und Art von Betriebsmitteln auch die Dimensionen und Gewichte zu hebender Anlagenteile beinhalten. Diese Informationen sind für die Auslegung eines geplanten Rückbauverfahrens notwendig, so dass das Umweltbundesamt derzeit prüft, ob eine Verpflichtung der Hersteller zur Weitergabe dieser Informationen sinnvoll ist. Des Weiteren ist der Rückbau gegenüber der Bundesnetzagentur sowie auch der Behörde vor Ort anzuzeigen.

Der Rückbau beginnt mit der Stilllegung der Anlage. Es folgt die Entfernung von Betriebsmitteln und der Demontage leicht zu entfernender Teile im Inneren der Anlage. Für sichere Rückbautätigkeiten ist trockenes und stabiles Wetter von Vorteil, wodurch Zeit und Kosten deutlich verringert werden können.

2.1.4 Rückbau der Rotorblätter und des Maschinenhauses

Der Rückbau sollte sequentiell mit einem Kran erfolgen. Die Verfügbarkeit von Kränen ist gerade bei sehr großen Windenergieanlagen der maßgebliche Kostenfaktor. Zuerst erfolgt die Demontage von Nabe und Rotorblättern, welche anschließend noch baustellennah in transportierbare Stücke zerkleinert werden. Diese baustellenseitige

Zerkleinerung erfordert Maßnahmen der technischen Sicherung von Material und Gerät sowie des Schutzes der Umwelt vor Stäuben und Kühlwasser.
Im Anschluss folgt der Rückbau des Maschinenhauses, die zentrale und am meisten werthaltige Komponente einer Windenergieanlage. Die weitere Demontage sollte in dafür spezialisierten Recyclinganlagen erfolgen, welche es derzeit nicht gibt. Spezielle Demontagevorschriften sind bisher nicht vorhanden, doch unterliegen die Tätigkeiten den Getrennthaltungsvorschriften der Gewerbeabfallverordnung und in gewissem Umfang auch im Ermessen des Rückbauunternehmens. Der Gehalt an Wert- und Schadstoffen ist ein weiteres Kriterium. Einige Komponenten, beispielsweise Magneten, sind wiederverwendbar oder lassen sich sortenrein hochwertig recyclen. Für Seltenerdmagnete bestehen derzeit jedoch keine im industriellen Maßstab etablierten Recyclingverfahren. Die Herstellerbeteiligung an diesen Wertstoffkreisläufen ist wünschenswert auch im Hinblick auf die Wiederverwendung und Verwertung von Sekundärrohstoffen.

2.1.5 Turm- und Fundamentrückbau

Schließlich erfolgt die Demontage des Turmes, wobei Stahlrohr-, Stahlgitter- und Stahlbetontürme zu unterscheiden sind. Inzwischen sind für sämtliche der drei Turmarten Verfahren des sequentiellen Rückbaus unter Einsatz eines Krans verfügbar. Stahlelemente sind demontierbar und auch für Komponenten aus Beton sind Schneideverfahren in der Entwicklung (WP Systems GmbH 2018), welche einen sequenziellen Rückbau ermöglichen. Fallsprengungen oder konventionelle Abrissmethoden sollten somit nur noch in begründeten Ausnahmefällen, beispielsweise nach einer Havarie, zum Einsatz kommen. Besondere Vorsicht ist bei vorgespannten Stahllitzen geboten. Hier besteht erhebliche Unfallgefahr. Ihr Vorhandensein muss vor einem Rückbau geklärt werden und dokumentiert sein. Eine technisch detaillierte und auf potenzielle Gefahrenquellen hinweisende Herstellerdokumentation ist von großem Vorteil.
Im letzten Schritt erfolgt der Rückbau der Fundamente. Flachgründungen sollten vollständig entfernt werden, die Baugrube muss mit umgebungstypischen Bodenmaterial aufgefüllt werden. Je nach Art und Größe des Fundaments können Fundamente ausgegraben werden, gegebenenfalls müssen Losesprengungen erfolgen. Die Auslegung der Verfahren sollte ein Lärmschutzkonzept beinhalten. Das Ziel eines Rückbaus liegt in einer vollständigen Flächenrenaturierung, welche eine uneingeschränkte Nachnutzung erlaubt.

2.2 Recycling

2.2.1 Rotorblätter

Rotorblätter bestehen größtenteils aus Faserverbundwerkstoffen, glasfaserverstärkten Kunststoffen und ab gewissen Längen auch carbonfaserverstärkten Gurten. Die Aufbereitung von Rotorblattabfällen ist aufwendig und erfolgt zumeist in drei Schritten: dem Segmentieren auf der Baustelle für einen vereinfachten Transport, der Aufbereitung und Zerkleinerung in Aufbereitungswerken und schließlich in der Verwertung der rückgewonnenen Materialfraktionen. Das Zerkleinern von Rotorblättern auf Baustellen dient der Vermeidung von Schwertransporten von Abfällen.
Für die weitere Aufbereitung erfolgt eine Separation von Metallen und Nichteisenmetallen für eine nachfolgende metallurgische Aufbereitung sowie von carbonfaserverstärkten Kunststoffen, welche in der Regel einer Pyrolyse zugeführt werden. Glasfaserverstärkte Kunststoffe erfahren nach derzeitiger Praxis eine mechanische Zerkleinerung mit anschließender Aufbereitung als Ersatzbrennstoffe. Mögliche Alternativen liegen ebenfalls in der Pyrolyse, doch sind diese Techniken derzeit nur in be-

grenztem Maße verfügbar. Die komplexe technische Aufgabe der Rotorblattaufbereitung konnte bisher nicht abschließend geklärt werden. Das Umweltbundesamt lässt derzeit in einem weiteren Forschungsvorhaben mit einer Laufzeit bis Februar 2022, sichere und hochwertige Konzepte für die Rotorblattaufbereitung erarbeiten.

2.2.2 Gondeln, Maschinenhäuser und elektronische Bauteile

Gondeln und Maschinenhäuser gehören zu den werthaltigen Anlagenteilen. Zumeist wird der Grad der Demontage durch Getrennthaltungsvorschriften zusammen mit wirtschaftlichen Überlegungen bestimmt und liegt in der Verantwortung der rückbauenden Unternehmen. Durch Bündelung könnten möglicherweise spezialisierte Recyclingkreisläufe geschlossen werden und auch Verschleißeigenschaften systematisch untersucht werden. Aufgrund der Hochwertigkeit der Bestandteile ist das Recycling wahrscheinlich, auch wenn es derzeit weder systematisch noch nach spezifischen Maßgaben erfolgt.

2.2.3 Türme und Fundamente

Derzeit sind im Wesentlichen drei Turmvarianten verbreitet: Stahltürme, Stahlbetontürme und Stahlgittertürme. Rückgebaute Stahlsegmente erfahren ein Recycling gemäß europäischer oder deutscher Stahlschrottliste (BDSV 1995 und 2010). Es werden unterschiedliche Recyclingverfahren beschritten, beispielsweise im Elektro-Lichtbogenofen. Beton erfährt ein ortsnahes Recycling als rezyklierte Gesteinskörnung nach DIN EN 12620, wobei die LAGA Richtlinie M20 (LAGA 2003) und in bestimmten Bundesländern auch die Musterverwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (DIBt 2019) umgesetzt wurde. Aus Gründen der Ressourceneffizienz ist die Rückgewinnung des Betonstahls zu empfehlen. Rezyklierte Gesteinskörnungen eignen sich für den Wegebau und bei sehr guter und gesicherter Qualität auch für den Hochbau.

2.2.4 Recycling von Betriebsmitteln

Die häufigsten Betriebsmittel sind Öle und Fette, welche den Vorgaben der Altölverordnung entsprechend einem Recycling zugeführt werden. Es handelt sich um chemisch technische Raffinerieverfahren, bei welchen Störstoffe und auch Wasser entfernt werden. Aufbereitetes Öl eignet sich je nach Grad der Aufreinigung entweder für den Einsatz als Maschinenöl oder bei sehr hoher Reinheit als Ausgangsstoff für chemische Erzeugnisse, Farben, Lacke, Polymere.
In Schaltanlagen kommen fluorierte Gase (hauptsächlich Schwefelhexafluorid SF_6) zum Einsatz, welche als klimaaktive Gase ein hohes Risiko für die Umwelt darstellen. Der Umgang mit diesen Gasen ist in der Verordnung (EU) Nr. 517/2014 (F-Gas-Verordnung) sowie in Deutschland der nationalen Klimaschutzverordnung (ChemKlimaschutzV) festgelegt. Die Entnahme muss gemäß DIN EN IEC 60480 VDE 0373-2:2020-06 erfolgen und auch der freiwilligen Selbstverpflichtung der SF6-Produzenten, Hersteller und Betreiber von elektrischen Betriebsmitteln > 1kV zur elektrischen Energieübertragung und -verteilung in der Bundesrepublik Deutschland genügen. Bei größeren Anlagen, wie Windenergieanlagen, folgt das SF6-Gasrecycling in der Regel in einem geschlossenen und kontrollierten Kreislauf.

3 STANDARDISIERUNG

Derzeit erfolgt der Windenergieanlagenrückbau nach allgemeiner Gesetzgebung. Es gelten die Betreiberverpflichtungen nach Bundes-Immissionsschutzgesetz sowie des Baugesetzbuches. Das Recycling unterliegt der Abfallgesetzgebung.

3.1 Gemeinsame Leitlinien des Bundes und der Länder

Eine wesentliche Empfehlung von Zotz et al. (2019) besteht in der Entwicklung von zwischen Bund und Ländern abgestimmten Leitlinien für den Anlagenrückbau. Der Hintergrund ist, dass die bestehenden Regelungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, des Baugesetzbuches und des Kreislaufwirtschaftsgesetzes zwar als hinreichend erachtet werden, jedoch teilweise einer technischen Konkretisierung und auch qualitätssichernder Maßnahmen bedürfen. Das Risiko, dass im Fall eines Rückbaus allein aus rein wirtschaftlichen Erwägungen unzureichende Technologien zum Einsatz kommen, die Sicherheitslücken für Mensch und Umwelt enthalten können, wird als hoch eingestuft. Aus diesem Grund ist es ein Ziel, durch Ressortforschung wissenschaftliche und technische Bewertungsgrundlagen für überwachende Behörden zur Verfügung zu stellen, mit welchen Erlasse und Entscheidungen im Einzelfall begründet werden können. Das Umweltbundesamt wird diese Forschungsfragen zukünftig aufgreifen.

3.2 DIN SPEC 4866 Nachhaltiger Rückbau, Demontage, Recycling und Verwertung von Windenergieanlagen

Bereits während der Forschungen von Zotz et al. (2019) erfolgte die Gründung des RDR Wind e. V., einer Industrievereinigung von auf den Rückbau und Demontage von Windenergieanlagen spezialisierten Unternehmen. Eine wichtige Aktivität des Netzwerks war die Erarbeitung der DIN SPEC 4866, welche im Juli 2020 veröffentlicht wurde. Es handelt sich bei diesem Dokument um den ersten umfänglichen Rückbaustandard für Windenergieanlagen. Die Ergebnisse von Zotz et al. (2019) wurden in diesen Standard berücksichtigt. Als DIN-Spezifikation hat dieser Standard eine Gültigkeit von sechs Jahren mit einer Evaluierung nach drei Jahren. In dieser Zeit gilt es, die Inhalte in eine reguläre und längerfristig gültige Norm zu überführen.

3.3 IEC 61400-28 Windenergieanlagen - Teil 28: Lebenszyklusmanagement und Laufzeitverlängerung von Windenergieanlagen, DKE 383

Im Sommer 2020 wurde herstellerseitig ein weiterer Ansatz der Standardisierung des Rückbaus beschritten. Der internationale Standard IEC 61400-28 für das Lebenszyklusmanagement und Laufzeitverlängerungen wird demnach perspektivisch um herstellerseitige Empfehlungen für die Stilllegung und den Rückbau ergänzt werden. Es ist vorhersehbar, dass rückbaurelevante Informationen zu den zentralen Inhalten der Ergänzung gehören werden. Das Umweltbundesamt wird sich aktiv für die Aufnahme von Vorgaben einsetzen, welche durch einen klaren und eindeutigen Informationsfluss einen ressourcensichernden Rückbau gewährleisten.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Mit der verstärkten Nutzung von Windenergieanlagen gewinnen neben Wartungsempfehlungen und Voraussetzungen für einen den Weiterbetrieb alter Anlagen auch Fragen des Rückbaus, Recyclings und schließlich des Repowerings an Bedeutung. Das Umweltbundesamt hat mit einer der ersten umfangreichen Studien in Rahmen der Ressortforschung wichtige Maßstäbe gesetzt. Der Bericht bietet Betreibern, Rückbauunternehmen und überwachenden Behörden, welche vor einem Rückbauvorhaben stehen, Orientierung und enthält sogar eine Vorlage für die industrieseitige Standardisierung. Der weitere Forschungs- und Handlungsbedarf liegt in der Entwicklung von Recyclingkonzepten für Rotorblätter sowie behördenseitigen Festlegungen hinsichtlich Mindestanforderungen für einen sicheren und umweltgerechten Rückbau. Das Umweltbundesamt wird diese Entwicklungen vorrangig forschend begleiten, da

bauordnungsrechtliche Festlegungen auf kommunaler Ebene erfolgen. Die qualitätssichernde Standardisierung wird stark befürwortet, da sie Anreiz zur Verbesserung der verfügbaren Rückbau-, Demontage- und Recyclingtechnologie bietet.

LITERATUR

Baugesetzbuch (BauGB) in der Fassung der Bekanntmachung vom 3. November 2017 (BGBl. I S. 3634), das durch Artikel 6 des Gesetzes vom 27. März 2020 (BGBl. I S. 587) geändert worden ist.

Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (2003) LAGA-Mitteilung 20: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen / Abfällen – Technische Regeln.

Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (2010) Stahlschrottsortenliste.

Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (1995) Europäische Stahlschrottsortenliste.

Deutsches Institut für Bautechnik (2019) Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (MV V TB), Deutsches Institut für Bautechnik, Kolonnenstraße 30 B, 10829 Berlin, Deutschland, www.dibt.de.

DIN EN 12620:2008-07: Gesteinskörnungen für Beton; Deutsche Fassung EN 12620:2002+A1:2008.

DIN EN IEC 60480 VDE 0373-2:2020-06 Spezifikationen für die Wiederverwendung von Schwefelhexafluorid (SF6) und seinen Mischungen in elektrischen Betriebsmitteln (IEC 60480:2019); Deutsche Fassung EN IEC 60480:2019.

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2019 (BGBl. I S. 432) geändert worden ist.

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 9 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist.

Hersteller und Betreiber von elektrischen Betriebsmitteln (2005) Selbstverpflichtung der SF6-Produzenten, Hersteller und Betreiber von elektrischen Betriebsmitteln > 1kV zur elektrischen Energieübertragung und -verteilung in der Bundesrepublik Deutschland zu SF6 als Isolier- und Löschgas, https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/sv_sf6_bf.pdf .

Kehrbaum, R. (1995) Perspektiven eines Recyclings von Windkraftanlagen, DEWI Magazin Nr.7, August 1995, S. 35–38.

Verordnung (EU) Nr. 517/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. April 2014 über fluorierte Treibhausgase und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 842/2006.

Verordnung über die Bewirtschaftung von gewerblichen Siedlungsabfällen und von bestimmten Bau- und Abbruchabfällen (Gewerbeabfallverordnung - GewAbfV) vom 18. April 2017 (BGBl. I S. 896), die durch Artikel 2 Absatz 3 des Gesetzes vom 5. Juli 2017 (BGBl. I S. 2234) geändert worden ist.

Verordnung zum Schutz des Klimas vor Veränderungen durch den Eintrag bestimmter fluorierter Treibhausgase (Chemikalien-Klimaschutzverordnung - ChemKlimaschutzV) vom 2. Juli 2008 (BGBl. I S. 1139), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 14. Februar 2017 (BGBl. I S. 148) geändert worden ist.

Wind Europe (2020) Wind Energy in Europe in 2019 – Trends and Statistics, Rue Belliard 40, 1040 Brussels, Belgium, T +32 2 213 1811, F +32 2 213 1890, windeurope.org

WP Systems GmbH (2018) Maschine zum umweltschonenden Rückbau von Spannbetontürmen von Windenergieanlagen, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Aktenzeichen 34491/01, Laufzeit: 07/2018 bis 07/2020.

Zotz, F., Kling, M., Langner, F., Hohrath, F., Born, H., Feil, A. (2019) Entwicklung eines Konzepts und Maßnahmen für einen ressourcensichernden Rückbau von Windenergieanlagen, UBA-Texte 117/2019.

Mechanische Verbundsauftrennung beim Recycling von c-Si Photovoltaikmodulen: Aktueller Stand und neue Ansätze

T. Dobra, M. Wellacher & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Heutzutage eingesetzte Verfahren zur Verbundauftrennung im Recyclingprozess von PV-Modulen stellen für den aktuellen Rahmen eine geeignete Lösung dar. Die vorgeschriebenen Verwertungsquoten können mit annehmbaren Kosten erreicht werden. Verbesserungspotenziale hinsichtlich der Quantität und Qualität der rückgewonnen Materialien sind allerdings vorhanden. Der Einsatz von alternativen (mechanischen) Prozessen, die auf eine schichtweise Auftrennung des Modullaminats abzielen, erscheint vorteilhaft. Erste Untersuchungen, mit teils vielversprechenden Ergebnissen, sind bereits erfolgt. Eine Umsetzung im industriellen Maßstab bedarf allerdings neben der technischen Eignung des Prozesses eine umfassendere Betrachtung der Gesamtsituation. Dies inkludiert u. a. die nötige weitere Aufbereitung, Qualität und Markt der Sekundärrohstoffe sowie die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens.

1 EINLEITUNG

Die Energiegewinnung mittels Photovoltaik (PV) hat in den letzten Jahren stetig an Bedeutung gewonnen. Während die weltweite Kapazität im Jahr 2000 1.5 GW betrug, waren 2018 bereits über 500 GW installiert (Jäger-Waldau 2019). Prognosen gehen davon aus, dass diese Entwicklung auch in Zukunft anhalten wird (4.500 GW bis 2050). In diesem Zusammenhang ist auch ein Anstieg der zu behandelnden Mengen an End-of-Life (EOL) Modulen zu erwarten (Weckend et al. 2016). Das Thema Recycling hat daher in letzter Zeit immer mehr Beachtung in der PV-Industrie gefunden, obwohl die aktuell anfallenden Abfallmengen immer noch sehr gering sind. Verschiedene PV-Technologien sind am Markt verfügbar. Module auf Basis von Solarzellen aus kristallinem Silizium (c-Si) machen allerdings den mit Abstand größten Anteil aus und stehen daher auch im Fokus dieses Beitrags – in weiterer Folge sind, wenn nicht explizit angeführt, mit dem Begriff PV-Module nur c-Si-Module gemeint. Ein schematischer Aufbau solcher Module ist in Abb. 1 zu sehen.

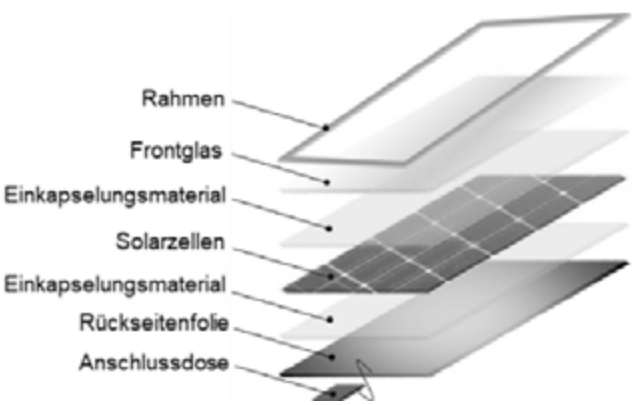


Abb. 1: Schematischer Aufbau eines c-Si PV-Moduls nach Padoan et al. (2019).

Der Recyclingprozess kann grundsätzlich in die folgenden Schritte unterteilt werden:

- Vorbehandlung zur Entfernung von Rahmen und Anschlussdose,
- Verbundauftrennung zur Freilegung der Materialien und
- Rückgewinnung der Wertstoffe.

Das Einkapselungsmaterial stellt die zentrale Verbindung zwischen den einzelnen Modulschichten dar, somit ist dessen Entfernung die Hauptaufgabe im Zuge der Verbundauftrennung. Für diesen Schritt kommt grundsätzlich eine Vielzahl von mechanischen, thermischen und/oder chemischen Prozessen in Frage. Eine Übersicht über Forschungsaktivitäten in diesem Bereich ist bspw. in Lunardi et al. (2018) bzw. Xu et al. (2018) zu finden.
Betrachtet man die aktuell im industriellen Maßstab eingesetzten Recyclingverfahren, wird nahezu ausschließlich eine mechanische Verbundauftrennung durchgeführt. Ziel dieses Beitrags ist es daher diesen aktuellen Satus Quo zu beschreiben, dessen Vor- und Nachteile darzustellen und in weiterer Folge neue (ebenfalls mechanische) Alternativen aufzuzeigen.

2 MECHANISCHE VERBUNDAUFTRENNUNG

Wie einleitend erwähnt, stellt die mechanische Verbundauftrennung den aktuellen Stand der Technik im PV-Recycling dar. Sowohl in der bisher einzigen in Europa auf PV-Module spezialisierten Recyclinganlage als auch bei Recyclinganlagen für Flachglas – hier findet eine Mitbehandlung von Modulen statt – ist diese Technik im Einsatz.

2.1 PV-Recycling (spezialisierte Anlage)

Mit Stand 2019 gibt es in Europa lediglich eine explizit für PV-Module bestimmte Behandlungsanlage. Diese wird von der Firma Veolia im Kooperation mit PV Cycle in Rousset (Frankreich) betrieben und hat eine Kapazität von 4.000 t/a, wobei die aktuelle Auslastung ca. 50 % beträgt (Defrenne 2018).
Nach der Entfernung von Rahmen und Anschlussdose erfolgt ein zweistufiger Zerkleinerungsprozess für die Verbundauftrennung. Die Module werden dabei zuerst in kleine Quadrate (ca. 100 x100 mm) geschnitten und in weiter Folge mittels Hammermühle zusätzlich zerkleinert. Im Rahmen der weiteren Aufbereitung werden verschiedene Fraktionen (u. a. Glas, Kupfer, Silizium und eine plastikreiche Mischfraktion) durch klassische mechanische Aufbereitungsaggregate (Siebe, Windsichter, Wirberlstromscheider, etc.) abgetrennt.

2.2 Flachglasrecycling

Auch im Rahmen des Flachglasrecyclings erfolgt eine Vorbehandlung zur Entfernung von Rahmen und Anschlussdose. Das verbleibende Modul (auch Laminat genannt) wird anschließend einem Zerkleinerungsprozess zugeführt (Wambach et al. 2017). Dieser ist üblicherweise ebenfalls zweistufig ausgeführt, beinhaltet im Gegensatz zu dem in 2.1 beschriebenen Prozess allerdings kein „Zerschneiden“ der Module, sondern setzt eine je nach Anlage individuelle Kombination aus Mühlen, Brechern und Shreddern ein.
Auch hier werden im Anschluss an die Zerkleinerung mittels mechanischer Aufbereitungsaggregate verschiedene Wertstoffströme abgetrennt wobei die Selektivität im Vergleich zum spezialisierten Recyclingprozess geringer ist – Silizium wird z.B. nicht abgetrennt und landet in einer Mischfraktion (Wambach et al. 2017).

2.3 Vor- und Nachteile der aktuellen Verfahrensweise

Da die in 2.1 und 2.2 beschriebenen Technologien sehr ähnlich sind, werden sie in weiterer Folge gemeinsam als ein Prozess behandelt und bewertet.
Ein großer Vorteil der aktuell eingesetzten Methode ist die Tatsache, dass es sich dabei um eine aus anderen Bereichen erprobte und bereits im industriellen Maßstab vorhandene Technologie handelt, welche relativ geringe Kosten verursacht. Darüber hinaus sind Module unabhängig von ihrem Zustand (intakt, gebrochene Glasplatte, Brandloch, etc.) als Input für den Prozess geeignet. Auch die rechtlichen Vorgaben (Verwertungsquote von 85 % in der EU laut WEEE-Richtlinie) können üblicherweise erreicht werden. Das rückgewonnene Glas sowie die im Rahmen der Vorbehandlung entfernten Komponenten (Rahmen und Anschlussdose inkl. Kabel) reichen zur Erfüllung der Vorgaben aus.
Als nachteilig können die Verluste von wertvollen aber mengenmäßig gering vorhandenen Materialien während der weiteren Aufbereitung gesehen werden. Silber (in allen Fällen) und Silizium (beim Flachglasrecycling) werden nicht rückgewonnen, sondern landen in einer Mischfraktion, welche in weiterer Folge meist einer thermischen Behandlung zugeführt wird. Des Weiteren handelt es sich bei der rückgewonnen Glasfraktion um ein Material minderer Qualität. Verunreinigungen – hauptsächlich feine Metallpartikel, welche durch die Vermischung bei der Zerkleinerung am Glas anhaften – verhindern einen Einsatz als Sekundärrohstoff in der Flach- bzw. Behälterglasindustrie (Heitmann 2018). Das Material wird stattdessen für die Herstellung von Dämmmaterial eingesetzt (Wambach et al. 2017).

2.4 Alternative mechanische Methoden zur Verbundauftrennung

Die schichtweise Auftrennung des PV-Modul bzw. des Laminats erscheint geeignet, um eine Trennung der verschiedenen Materialien ohne Kontamination zu erreichen. Darüber hinaus wäre es dadurch möglich Schadstoffe (bspw. das in vielen Rückseitenfolien enthaltene Fluor) gezielt in einer Fraktion aufzukonzentrieren. In der Literatur gibt es einige Untersuchungen hinsichtlich Methoden, die dieses Ziel erreichen können. Eine Abtrennung der Nicht-Glas Schichten mittels einer Wasserdüse wurde von der Firma LuxChemtech (ehem. Loser Chemie) realisiert (Palitzsch 2019). Die Outputs dieses Prozesses sind die unzerstörte Glasscheibe, eine Mischfraktion aus Einkapselungs- und Zellmaterial sowie die separat abgetrennte Rückseitenfolie. Details über die Qualitäten der einzelnen Materialien sind nicht bekannt. Fiandra et al. (2019) konnten mit einer Fräse die Rückseitenfolie gezielt von restlichen Laminat abtrennen. Dies diente zur Entfernung des Fluors aus dem System im Rahmen einer Vorbehandlung für einen nachgeschalteten thermischen Prozess zur Verbundauftrennung. Grundsätzlich erscheint es aber möglich diese Methode auch für die Abtrennung des Einkapselungs- und Zellmaterials von der Glasscheibe einzusetzen. Der Einsatz eines heißen Drahts (150 – 200 °C) zur Trennung von Frontglas und Zellmaterial wurde von Goris et al. (2015) untersucht. Die Trennung der zwei Schichten war möglich, allerdings waren sowohl das Zellmaterial als auch das Glas mit Einkapselungsmaterial verunreinigt. Für die Versuche wurden speziell hergestellte Module ohne Rückseitenfolie und mit thermoplastischem Einkapselungsmaterial eingesetzt. Eine Anwendung bei Modulen mit Ethylenvinylacetat (EVA) als Einkapselungsmaterial (= heutiger Stand der Technik) wurde nicht durchgeführt.
Eine industrielle Umsetzung ist bei keiner der beschriebenen Methoden bekannt.

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die heutzutage eingesetzten Methoden der mechanischen Verbundauftrennung beim Recycling von PV-Modulen erlauben die Erfüllung der vorgegeben Verwertungsquoten in der EU. Verbesserungen hinsichtlich der Outputqualitäten (vor allem beim Glas) sowie die Möglichkeit der gezielten Rückgewinnung der in geringen Anteilen vorkommenden Materialien (bspw. Silber) sind als Verbesserungspotenziale für die Zukunft zu sehen. Der Einsatz von alternativen Trenntechniken, die auf einer schichtweisen Auftrennung des Laminats beruhen, scheint dabei zielführend.
Erste Untersuchungen in diesem Bereich wurden bereits durchgeführt, eine industrielle Umsetzung ist bisher aber noch nicht erfolgt. Neben der technischen Eignung zur Verbundauftrennung spielen bei der Evaluierung neuer Prozesse auch die zusätzlich nötigen Aufbereitungsschritte zur Erzeugung von marktfähigen Sekundärrohstoffen sowie deren Qualität eine wichtige Rolle. Darauf basierend kann auch eine ökologische und ökonomische Bewertung erfolgen.

4 DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes PVRe² - Sustainable Photovoltaics durchgeführt, welches durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG unterstützt wird (Energieforschungsprogramm 2017 – Leitprojekte, FFG No. 867267, Klima- und Energiefonds).

LITERATUR

Defrenne, N. (2018) *New Challenges of PV Life Cycle*. ECO-PV Conference, Lyon, 27.11.2018.

Europäische Union (2012) *Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte Text von Bedeutung für den EWR* (WEEE Richtlinie).

Fiandra, V.; Sannino, L.; Andreozzi, C.; Graditi, G. (2019) *End-of-life of silicon PV panels: A sustainable materials recovery process*. Waste management 84, 91–101.

Goris, M.A.A.; Rosca, V.; Geerlings, L. J.; de Gier, B. (2015) *Production of recyclable crystalline Si PV modules*. In: S. Rinck, N. Taylor und P. Helm (ed.): 31st European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition. EU PVSEC 2015: Hamburg, Germany, 14-18 September 2015. München, Germany, Red Hook, NY: WIP Wirtschaft und Infrastruktur GmbH & Co. Planungs-KG; Curran Associates, Inc, 1917–1921.

Heitmann, B. (2018) *Recycling von Siliziumbasierten Photovoltaik-Modulen*. VDI Wissensforum, Düsseldorf, 06.12.2018.

Jäger-Waldau, A. (2019) *PV Status Report 2019*. EUR 29938 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Lunardi, M.M.; Alvarez-Gaitan, J.P.; Bilbao, J.I.; Corkish, R. (2018) *A Review of Recycling Processes for Photovoltaic Modules*. In: Beddiaf Zaidi (Hg.): Solar Panels and Photovoltaic Materials: InTech.

Padoan, F.C.S.M.; Altimari, P.; Pagnanelli, F. (2019) *Recycling of end of life photovoltaic panels. A chemical prospective on process development*. Solar Energy 177, 746–761.

Palitzsch W. (2019) *Recycling von PV-Modulen. Moderne Kreislaufwirtschaft – Notwendigkeit und Potenzial*. PV Recycling Workshop, Wien, 05.03.2019.

Wambach, K.; Heath, G.; Libby, C. (2017) *Life Cycle Inventory of Current Photovoltaic Module Recycling Processes in Europe*. Report IEA-PVPS T12-12:2017. International Energy Agency.

Weckend, S.; Wade, A.; Heath, G. (2016) *End-of-Life management solar photovoltaic panels*. IRENA & IEA-PVPS.

Xu, Y.; Li, J.; Tan, Q.; Peters, A.L.; Yang, C. (2018): *Global status of recycling waste solar panels: A review*. Waste management 75, 450–458.

Reporting of food waste in the EU – Results of current estimates in Germany

M. Kranert, P. Fuchs, D. Leverenz & G. Hafner
University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

T. Schmidt & F. Schneider
Thünen-Institute of Rural Studies, Braunschweig, Germany

ABSTRACT: According to FAO data, about one-third of all food produced worldwide is discarded. Reducing this food waste by 50 % at the retail and consumer levels until 2030 is currently faced by the German government throughout The German National Strategy for Food Waste Reduction and German's Strategy for Sustainable Development. The present baseline reports the food waste in tons of fresh mass without considering its value and the trends which is not enough for a sustainability assessment. The draft of a baseline presented here provides a basis for decision-making for the calculation and reporting of food waste 2015 in Germany. Data and methods as well as the results, including the quality report, are also compliant with the relevant EU Delegated Decision for future reporting. The baseline calculation is based on data from 2015, whereby surveys either originate from this year, or are transferred from the most recent surveys of other years. This applies to the applied coefficients derived from waste analyses, surveys and accounting data, or other records. The findings presented in the following are an excerpt from the published results in the baseline study on food waste in Germany (Schmidt et al. 2019).

1 INTRODUCTION

In February 2019, the German Federal Cabinet adopted the 'National Strategy for Reducing Food Waste', setting a framework for the future direction of this initiative. Among other things, it stipulated that an inter-ministerial "Indicator 12.3 Working Group" should prepare the data bases and methods for nationwide balancing of food waste generation (baseline). Based on existing 2015 data, this status quo analysis will be used as a starting point to agree on milestones for the respective sectors. It is also the starting point to assess progress and for continuous monitoring. Over the course of time, the working group will coordinate reporting for the German Sustainability Strategy and the Waste Framework Directive to the European Union as well as for the 2030 Agenda.

The baseline 2015 meaning food waste along the entire value chain, divided into five sub-sectors (primary production, processing, trade, out-of-home catering, private households), must be calculated in order to determine the achievement of set targets and their interim steps. This indicator is intended to report on food waste in tons of fresh mass and serve as a basis for continuous reporting between 2020 and 2030. The necessary monitoring builds on this baseline and will be successively expanded in subsequent years to reflect developments.

2 DATA AND METHODS

The Delegated Decision (EU) / of the Commission, of May 3, 2019, supplements the Directive 2008/98 / EC of the European Parliament and of the Council with regard to a common methodology and minimum quality requirements for the uniform measurement of the volume of food waste. It allows the following measurement methods (see Figure 1).

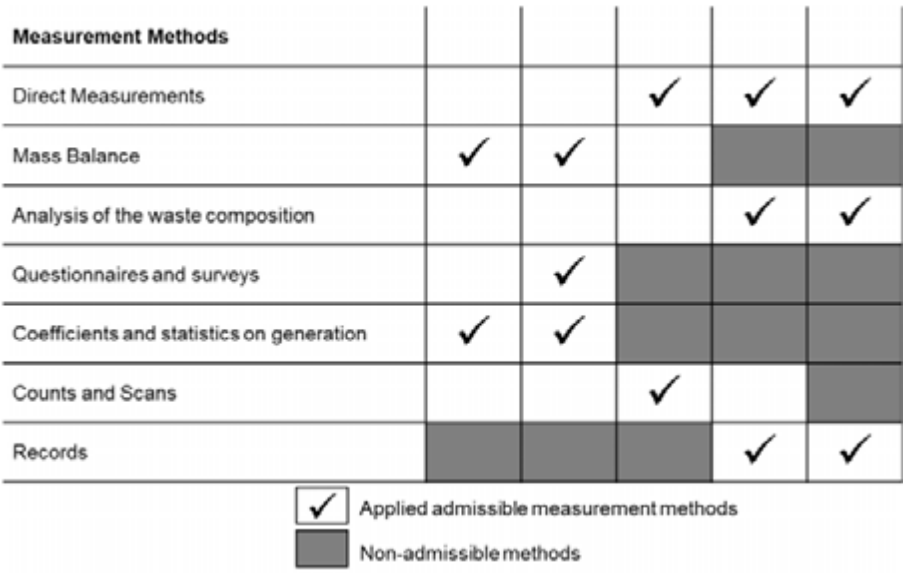


Fig. 1: Permissible and non-permissible measurement methods according to delegated decision – Annex 3. Source: (Schmidt et al. 2019).

The direct measurements, mass balances, waste analyses, surveys, coefficients, statistics, counts and records are the results of a combination of different methods and sources, comprising the best available data at the time of the study. Trade surveys and coefficients were also developed in cooperation with relevant stakeholders in addition to the methods recommended in the Delegated Decision. This methodological supplement was used in order make orientation statements despite the rudimentary data.

The quantification of food waste can function as a measure to reduce it. In the oral presentation, we will show findings from a case study in the German food service sector, using a food waste tracking system named *RESOURCEMANAGER FOOD*. Figure 2 demonstrates the experimental setup, which comprises the software and user interface of the developed device (1), the connected electronic scale (2) and serving dishes (3) in which the food is weighed. The functions gradually modified, starting with only a basic setup in 2013, which cable-connected a computer with an electronic scale that transferred the weighing protocol directly into an Excel sheet. This was later followed by the development of a user interface, which presents screenshots to illustrate the design of the software and related functions for the measurement process. Firstly, the user has the option to configure their system individually. Secondly, event-specific settings such as the type of event or the number of expected guests can be entered optionally. Using the protocol and data export function, the user can export the measured data to a spreadsheet file. The protocol function also allows

the user to easily control, correct and delete measurement errors. The tare weights of serving dishes in which the food is presented are preconfigured in the program. The user can measure individual food products, which are classified into common food categories. Once the measurement is complete, the program provides the results in the form of horizontal bar charts.

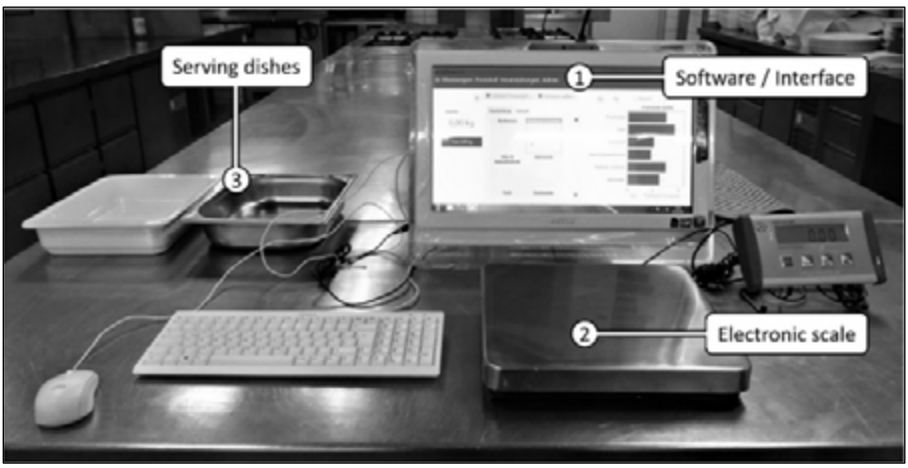


Fig. 2: Experimental setup: self-developed software called RESOURCEMANAGER FOOD (1), electronic scale (2) connected to a computer and serving dishes (3) tared in the system. Source: Own illustration.

Photos of individual food products and serving dishes can be integrated in order to simplify the use of the software. Since 2013, the device has been gradually developed further in cooperation with and based on feedback from several pilot kitchens. Its functioning is practically oriented, taking case-specific needs and boundary conditions into account. As a part of the system, an electronic scale is connected via a cable and a Universal Serial Bus (USB) port. It has a weighing range up to a maximum of 60 kilograms, a reading precision of 20 grams and an accuracy of ± 80 grams. The serving dishes used for the buffet were in standardized sizes. They most commonly vary in shape, depth and weight according to the providers they were ordered from. In the catering industry, these containers are usually stainless-steel or polycarbonate trays that are commonly used for display, serving and the storage of food.

Weighing procedure: The weighing procedure in different kitchens usually follows a similar pattern and is integrated into daily kitchen routines. Firstly, the leftovers are removed from the dining area (buffet), while they remain in their respective serving dishes and are then placed on the scale for weighing. Every disposed food product can be selected by a mouse click or finger contact with the multi-touch screen. In the program interface, the user selects the product category, the product itself, its associated serving dish, and completes the process by pushing the weighing button. Once the weight is registered, this process can be repeated with the next product, whereby each measurement requires three mouse clicks. Alternatively, products do not have to be weighed, but can be entered into the program as a number of pieces. This is particularly useful for portioned products whose average weight is known, such as bakery products or single portioned salads, side dishes and desserts. All products offered by the respective kitchen are individually stored in the product catalogue within the software. The product catalogue in each pilot kitchen contained slightly more than 130 items. The software further allows valuation parameters to be included, such as

the monetary value associated with each food item at the buffet. In this way, a direct correlation of monetary losses correlated to the wasted food can be used for further evaluations. All collected data can be exported to a spreadsheet calculation for further evaluations.

2.1 Results

The ranges of food waste in Germany as well as its avoidable shares are summarized in Table 1 according to the areas of the value chain for food:

Tab. 1: Food waste in Germany in 2015 – Summary of the results of the five subsections.

2015	Food waste in million t			Avoidable food waste in million t		
Parts of the value chain	min.	max.	mean	min.	max.	mean
Primary Production	1.03	1.69	1.36	0.87	1.46	1.17
Food Processing	1.42	2.91	2.17	0.78	1.60	1.19
Trade	0.32	0.67	0.49	0.27	0.56	0.41
Out-of-home consumption	1.63	1.76	1.69	1.18	1.27	1.22
Households	5.87	6.40	6.14	2.57	2.80	2.69
Food waste	10.27	13.43	11.86	5.67	7.69	6.68

Source: (Schmidt et al. 2019).

Summarizing the averages of these ranges for simplification, the total amount of food waste in 2015 was about 11.86 million tons, of which around 6.68 million tons were theoretically avoidable. Figure 3 illustrates the ranges of food waste in Germany as well as their avoidable shares, broken down by the investigated areas of the food value chain. Often no reliable statistics are available for the determination of food waste in Germany. The extrapolation of waste quantities and the designation of avoidable fractions are based largely on non-representative samples from the literature. Against this background, the quantities determined and their avoidance potential are estimates and do not allow any statements regarding statistical accuracy.

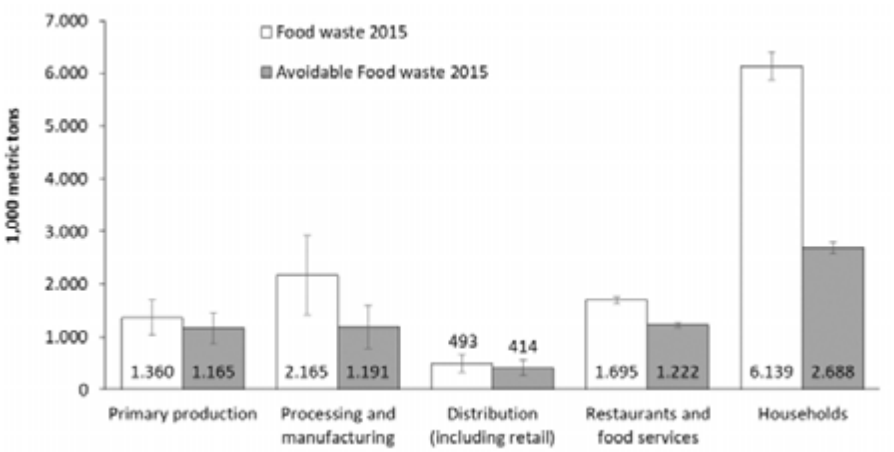


Fig. 3: Food waste (2015) and avoidable shares in Germany (1,000 t / a). The mean value of each area of the food value chain is plotted, indicating the range (minimum and maximum). Source: (Schmidt et al. 2019).

Figure 4 shows the representation of the percentage of food waste by value chain. Primary production accounts for 12 % (1.36 million tons); processing for 18 % (2.17

million tons); trade for 4 % (0.49 million tons), and out of house meals for 14 % (1.69 million tons). The bulk die of food waste is generated in private households at 52 % (6.14 million tons), which is equivalent to about 75 kg per capita in 2015. Across all sectors, about half of the waste would theoretically be avoidable. The quality of the data and the data analysis was also evaluated. Uncertainties in the data situation exist above all in the areas of primary production, processing and trade. The system boundaries are sometimes difficult to define in trade, which leads to delimitation problems with the other value creation stages. Food waste from commerce is therefore partly attributed to other parts of the food chain - for example returns from trade, which lead to waste at the producer or food processing levels. Coordinated cooperation with actors from primary production, processing, trade and gastronomy is necessary in order to improve the future data situation in these areas.

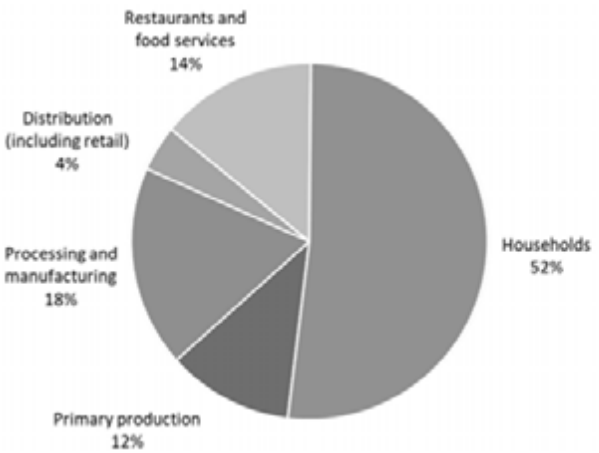


Fig. 4: The shares of food waste in Germany according to the areas of the value creation chain for food in 2015. The averages are presented in tones/annum. Source: (Schmidt et al. 2019).

Main Findings

- The average food waste volume in Germany in 2015 was between 10.27 and 13.43 million tons.
- The theoretically avoidable proportion of food waste in Germany was between 5.67 and 7.69 million tons.
- In 2015, approximately 6.14 million tons of food waste was generated by households, of which approximately 5.05 million tons were collected through the Municipal Waste Collection System. The disposal of food waste through the sewage system is not included in this amount.
- In 2015, the theoretically preventable proportion of food waste from households was about 2.69 million tons (excluding drains), of which about 2.21 million tons was disposed of through the Municipal Waste Collection System.
- Transferred to the German population, food waste was about 75.2 kg per capita in 2015, of which 32.9 kg would have theoretically been avoidable.

3 RECOMMENDATIONS

Annex III of the EU Delegated Decision sets out different methodological approaches to measure food waste. The report presented here recommends the use of all available data sources, with preference given to more valid data. Physical data, such

as waste statistics, supplemented if necessary by waste composition information, represent the most reliable data basis in this context.

The present baseline reports the food waste in tons of fresh mass, without considering its value and the trends. This is not enough for a sustainability assessment. In the future, ecological, economic and social derivations from the baseline would have to follow. For example, they could support the Climate Action Plan 2050. Significant changes over the course of time also shed light on positive or negative trends, and thus provide a gauge of overall trends in combination with measures to reduce food waste.

LITERATURE

Schmidt, Thomas; Schneider, Felicitas; Leverenz, Dominik; Hafner, Gerold (2019): Lebensmittelabfälle in Deutschland - Baseline 2015 -. Thünen Report 71. DOI: 10.3220/REP1563519883000. Available online at https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ernaehrung/WvL/TI-Studie2019_Lebensmittelabfaelle_Deutschland-Langfassung.pdf;jsessionid=58DC01A660E0183A51D29B34447608E4.2_cid358?__blob=publicationFile (accessed 4/17/2020).

Auswirkung von optimierter Verpackung auf das Lebensmittelabfallvermeidungspotential bei Konsumenten

G. Obersteiner, M. Cociancig, S. Luck & J. Mayerhofer
Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Lebensmittel- und Kunststoffabfälle werden von Umwelt- und Verbraucherorganisationen als große wirtschaftliche, ökologische und gesellschaftliche Herausforderungen genannt. Oft wird die Funktion der Verpackung bei derartigen Betrachtungen außer Acht gelassen. Lebensmittelverpackungen sind als Transport- und Hygieneschutz für die Verteilung in der Lieferkette unverzichtbar. Die Analysen zeigen aber, dass der Beitrag von optimierten Verpackungen zur Lebensmittelabfallvermeidung auf Konsumentenebene eher gering ist. Als Hauptgrund wurde die fehlende Wahrnehmung durch den Konsumenten aber auch der falsche Umgang mit Verpackungen identifiziert.

1 EINLEITUNG

Lebensmittel- und Kunststoffabfälle werden von Umwelt- und Verbraucherorganisationen als große wirtschaftliche, ökologische und gesellschaftliche Herausforderungen genannt. Lebensmittelabfälle tragen mit 186 MT CO_2-Äquivalenten zum Treibhauseffekt bei. Das entspricht 16 % der gesamten Auswirkungen der Lebensmittelwertschöpfungskette (Scherhaufer et al. 2018). Auf der anderen Seite sind die ökologischen Auswirkungen von Plastikverpackungsabfällen als globales Problem sowohl im öffentlichen als auch im wissenschaftlichen Bereich in den letzten Jahren in den Mittelpunkt der Diskussion gerückt.

Oft wird die Funktion der Verpackung bei derartigen Betrachtungen außer Acht gelassen. Lebensmittelverpackungen sind als Transport- und Hygieneschutz für die Verteilung in der Lieferkette unverzichtbar. Verpackungen verhindern, dass der Inhalt verschmutzt oder durch mechanische Einflüsse beschädigt wird. Ebenso halten sie schädliche Umwelteinflüsse wie Licht, Sauerstoff oder Feuchtigkeit vom Produkt fern. Dadurch werden Verderb durch Mikroorganismen, Aroma- und Vitaminverluste sowie Fremdgerüche eingedämmt. Studien zeigen den positiven Einfluss von Verpackung auf die Haltbarkeit von Lebensmitteln. Bislang gibt es jedoch kaum Information darüber, wie sich optimierte Verpackung auf den Verderb von Produkten beim Konsumenten auswirkt.

Deshalb wurde im Rahmen des im FFG Basis Programm geförderten Collective Research Projektes „Stop Waste Save Food“ (ecoplus et al. 2020) ein Fokus auf die Fragestellung gelegt, inwieweit Verpackungen auch auf Konsumentenebene zur Lebensmittelabfallvermeidung beitragen können und welche Voraussetzungen dafür erfüllt sein müssen. Dazu wurde vor allem der Umgang mit und die Wahrnehmung von Verpackungen analysiert.

2 METHODE

Die Erhebung von Effekten von Abfallvermeidungsmaßnahmen generell wird von Experten als schwierig eingeschätzt (z.B.: Zorpas & Lasaridi 2013; Read 2009). Zentrale

Probleme, die sich hier ergeben, sind zum einen, dass man Vermeidungsmaßnahmen nicht sehen kann und eine Teilnahme daran visuell nicht direkt beobachtbar ist. Zum anderen ist es schwierig, eine Reduktion der Abfallmenge der Vermeidung zuzuschreiben und nicht etwa anderen Umständen, wie der wirtschaftlichen Situation.

Um den dargestellten Problemen bei den Analysen zur Auswirkung von optimierter Verpackung auf das Lebensmittelabfallvermeidungspotential bei Konsumenten bestmöglich zu entgegnen, wurde daher auf mehrere methodische Ansätze zurückgegriffen bzw. die generelle Methode der Triangulation gewählt. Nachdem eine direkte Messbarkeit der Effekte optimierter Verpackungen auf das Lebensmittelabfallvermeidungspotential beim Konsumenten nicht gegeben ist, soll diese Forschungsstrategie, bei der verschiedene Methoden oder Sichtweisen auf das gleiche Phänomen angewendet werden, um mit den Stärken einer Vorgehensweise die Schwächen der jeweils anderen auszugleichen, helfen, eine höhere Validität der Forschungsergebnisse zu erreichen und systematische Fehler zu verringern.

Die Wahrnehmung und Nutzung von optimierten Verpackungen wurde über möglichst heterogene Schichten und Nutzertypen mittels **Onlinebefragung** erhoben. Neben den Kaufgewohnheiten, Entscheidungsgründen und Präferenzen wurde auch der Umgang mit Verpackungen im Haushalt sowie die Gewohnheiten bei der Lagerung untersucht. Die Befragung basierte auf einem strukturierten Online-Fragebogen, welcher in einem Zeitraum von 16 Wochen den TeilnehmerInnen zur Verfügung stand.

Im Rahmen einer sogenannten **Konsumentensimulation** wurden ausgewählte Produktverpackungen unter praxisnahen Bedingungen (z.B. Lagerung Kühlschrank/Raumtemperatur, Auspacken/Umverpacken, kurzzeitiges Verweilen bei Umgebungstemperatur, Entnahme von Lebensmittel) gegenübergestellt, um etwaige Einflüsse auf das Abfallaufkommen durch optimierte Verpackungen aufzuzeigen.

Um herauszufinden wie KonsumentInnen mit den von ihnen gekauften Produkten im Haushalt umgehen, wurden sogenannte **Lebensmitteltagebücher** ausgegeben. Die Auswertungen sollen Aufschlüsse darüber geben, ob KonsumentInnen haltbarkeitsverlängernde Verpackungen erkennen und diese auch dementsprechend nutzen.

3 ERGEBNISSE

3.1 Umgang mit Verpackung und Lagerung von Lebensmitteln zu Hause

Um das mögliche Einsparungspotenzial von Lebensmittelabfällen durch optimierte Verpackungen im Haushalt bestimmen zu können, wurden die Gewohnheiten der Befragten hinsichtlich der Produktlagerung und des Umgangs mit der Produktverpackung untersucht. Es kann allgemein davon ausgegangen werden, dass falsch gelagerte Produkte häufiger entsorgt werden. Andererseits kann die korrekt eingesetzte optimierte Verpackung die Haltbarkeit von Lebensmitteln auch im Haushalt verlängern. Die TeilnehmerInnen wurden nach den Lagerungsgewohnheiten und dem Umgang mit Verpackungen bei verschiedenen Produkten gefragt, damit ein etwaiger Unterschied im Umgang mit den einzelnen Produktgruppen eruiert, und die weitere Verwendung der optimierten Verpackungen im Haushalt erhoben werden kann.

Obwohl bereits ein Großteil der Befragten neben Fleisch auch Obst und Gemüse korrekt im Kühlschrank lagert, bewahrt ein Fünftel der Befragten Erdbeeren und Gurken bei Raumtemperatur auf. Tomaten werden sogar von der Hälfte der Befragten bei

Zimmertemperatur gelagert. Die Erhobenen Lagergewohnheiten für unterschiedliche Lebensmittel sind in Abb. 1 dargestellt.

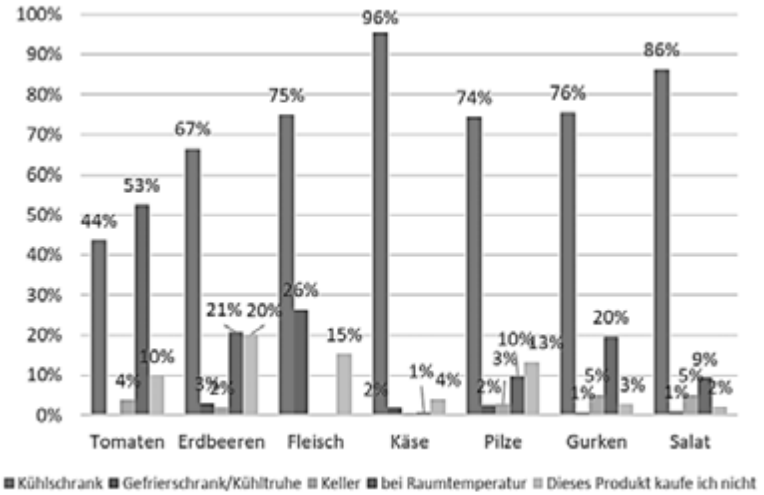


Abb. 1: Onlinebefragung – Lagerungsgewohnheiten (n = 1150).

Fragt man die KonsumentInnen, wie sie bestimmte Produkte nach dem Einkauf zu Hause lagern, so zeigt sich vor allem für Obst und Gemüse eine deutliche Tendenz zur Lagerung außerhalb der Originalverpackung (siehe Abb. 2). Während Wurstwaren, Käse und Fleisch von weit mehr als der Hälfte der Befragten in der Originalverpackung belassen werden, werden Salat, Gurken oder Tomaten eher ohne Verpackung (lose) gelagert. Etwa ein Viertel der Befragten nimmt zu Hause Wurstwaren und Käse aus der Verpackung und packt diese Produkte für die weitere Lagerung um.

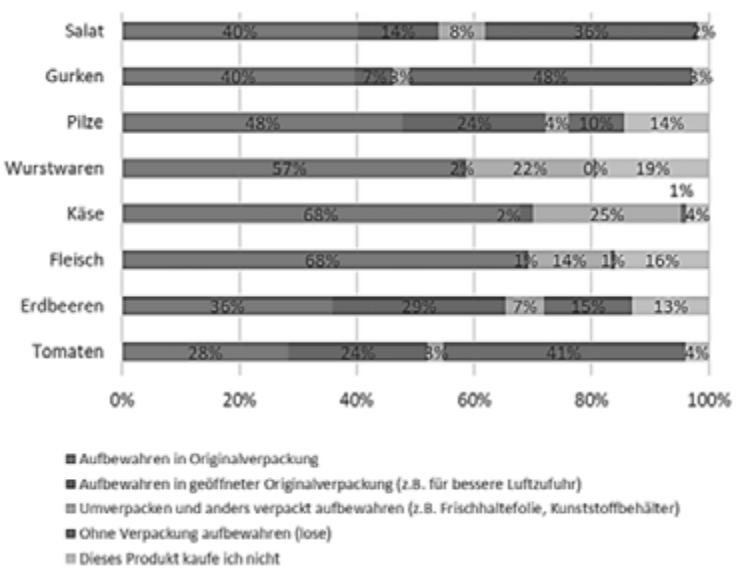


Abb. 2: Onlinebefragung - Lagerung direkt nach dem Einkauf (n = 1150).

Bei Obst und Gemüse wurde festgestellt, dass die Verpackung oftmals direkt nach dem Einkauf geöffnet wird. Annährend 30 % der Befragten tun dies beispielweise bei Erdbeeren, um u.a. eine bessere Luftzufuhr zu erreichen. Der Produktschutz durch optimierte Verpackung geht demzufolge bei einem nicht unwesentlichen Anteil der KonsumentInnen bereits direkt nach dem Einkauf oder in jedem Fall zumindest nach dem ersten Öffnen der Verpackung verloren, wo Produkte in ein anderes Behältnis verpackt oder lose aufbewahrt werden. Die haltbarkeitsverlängernde Funktion der Verpackung kommt also nur zum Tragen, wenn die KonsumentInnen das Lebensmittel erst bewusst vor dem unmittelbaren Verzehr öffnen und nicht schon vorweg das Produkt umpacken oder lose lagern.

Im Zusammenhang mit optimierter Verpackung sind nicht nur Lagerungs- bzw. Aufbewahrungsgewohnheiten von KonsumentInnen von großer Bedeutung, auch die Aufenthaltsdauer bzw. die durchschnittliche Verzehrzeit von Lebensmitteln im Haushalt ist ein wichtiger Faktor. Diese liegt bei vielen Produkten weit unter den zu erwartenden Werten, womit die haltbarkeitsverlängernde Funktion selten zum Tragen kommt. Wie Abb. 3 zeigt, werden die meisten Lebensmittel nur wenige Tage aufbewahrt, bevor sie verzehrt oder im ungünstigsten Fall weggeworfen werden.

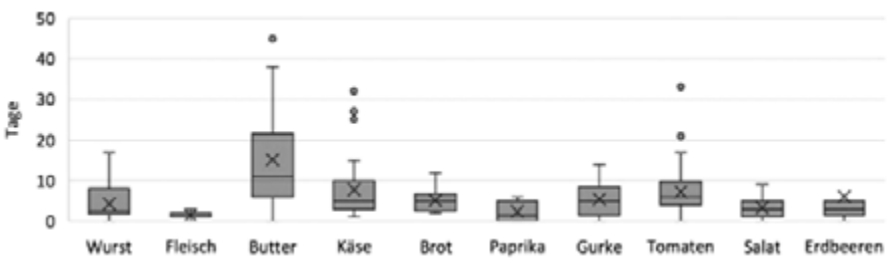


Abb. 3: Aufenthaltsdauer ausgewählter Lebensmittel im Haushalt.

3.2 Wahrnehmung von optimierter Verpackung

Am Beispiel von Frischkäse konnte im Rahmen der Konsumentensimulation mittels Laien-Sensoriktests der Unterschied zweier Verpackungsarten desselben Produktes in der Haltbarkeit gezeigt werden.) . Der Vergleich von Frischkäse im 150 g Becher und der Portionsverpackung (8 x 15 g) bei festgelegten Entnahme-Szenarien fiel zugunsten der optimierten - in dem Fall portionierten und damit stärker verpackten - Variante aus. Das Diagramm zeigt, ab wann welcher Anteil des Frischkäses weggeworfen werden würde. Die Fragestellung lautete: „Würde ich das Produkt zum aktuellen Zeitpunkt noch essen?“ Man erkennt deutlich den Vorteil der Portionsverpackung. Obwohl KonsumentInnen Lebensmittel heutzutage als überverpackt ansehen, bieten Portionsverpackungen – trotz erhöhtem Einsatz von Verpackungsressourcen – eine sinnvolle Möglichkeit, Lebensmittelabfälle zu reduzieren. Durch die Verpackung von Teilstücken wird ein Übergreifen von Schimmel u.Ä. eingeschränkt. Diese Verpackungsart ist vor allem bei Lebensmitteln förderlich, die nicht jeden Tag auf dem Speiseplan stehen und deswegen gerne im Kühlschrank vergessen werden. Die Online Umfrage hat aber gezeigt, dass 90 % der Befragten sich für die Becher-Variante entscheiden würden. Die Vorteile der Portionsverpackung werden von den KonsumentInnen in diesem Fall nicht wahrgenommen.

Ähnliche Ergebnisse konnten u.a. für Schinken gezeigt werden. Der Vorteil der verpackten Ware im Gegensatz zu Schinken aus der Feinkost zeigte sich ab dem 5. Tag. Ab dem 8. Tag würden sämtliche Probanden den Schinken aus der Feinkostabteilung wegwerfen, während dies bei den verpackten Varianten erst am 12. Tag der Fall ist.

Daraus ergibt sich eine längere „assoziierte Haltbarkeit“ der verpackten Formen um rund einem Drittel. Dennoch bevorzugen 63 % der Befragten den Schinken von der Frischetheke verpackt im Feinkostpapier.

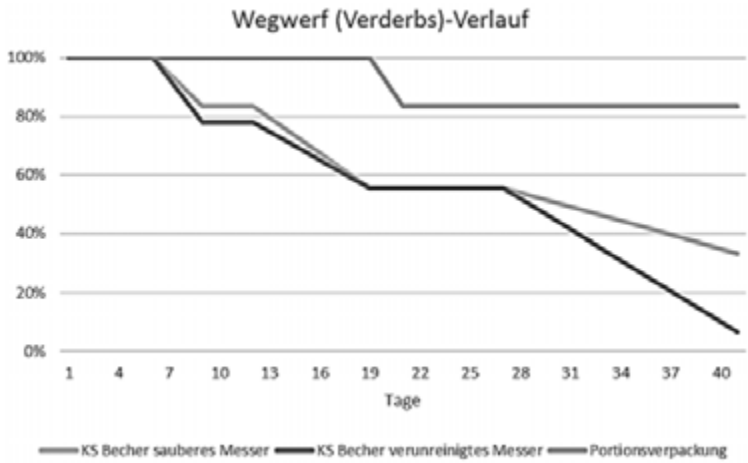


Abb. 4: Haltbarkeit von Bresso Frischkäse über die Versuchsdauer.

Die Online-Umfrage hat auch gezeigt, dass nur 36 % der Befragten als Hauptvorteil von Verpackungen die längere Haltbarkeit sehen. Die Schutzfunktion vor Beschädigung beim Transport (61 %) sowie hygienische Aspekte (47 %) werden als Hauptvorteile von Verpackungen genannt.

Mehr als 90 % der Befragten empfinden Lebensmittel heutzutage als überverpackt – 93 % stimmen der Aussage „Lebensmittel sind heutzutage meist „überverpackt“ ganz oder eher zu. Jeweils nur die Hälfte der Befragten stimmt dagegen mit der Aussage überein, dass durch Verpackungen Lebensmittel länger frisch bzw. haltbar bleiben.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Es konnte im Rahmen der Studie gezeigt werden, dass den KonsumentInnen nur im geringen Maße bekannt ist, welche Vorteile eine Verpackung im Haushalt aufweist. Der generelle direkte Zusammenhang zwischen Verpackung, Frische, Haltbarkeit und Verderb (Lebensmittelabfall) ist den Haushalten nicht bewusst. KonsumentInnen nutzen die optimierten Verpackungen zuhause nur selten oder gar nicht. Zumeist wird die haltbarkeitsverlängernde Funktion der Lebensmittelverpackung nicht als solche wahrgenommen. Bestehende Lagergewohnheiten bestimmen den Umgang mit dem Produkt, unabhängig von der spezifischen Verpackung. Relevant scheint auch, dass die Aufenthaltsdauer des Produktes im Haushalt bzw. die durchschnittliche Verzehrzeit bei vielen Produkten weit unter den zu erwartenden Werten liegt, womit die haltbarkeitsverlängernde Funktion nicht immer zum Tragen kommt.

Ein relevantes Ergebnis zeigt auch, dass Lebensmittel spätestens nach dem erstmaligen Öffnen der Verpackung, oft aber bereits direkt nach dem Einkauf, zumeist aus- bzw. umverpackt werden. Vor allem Obst und Gemüse werden direkt nach dem Kauf aus der Verpackung entnommen, wodurch der Nutzen der optimierten Verpackung verloren geht. Am ehesten nutzen KonsumentInnen die Originalverpackung für Käse,

Fleisch und Wurstwaren. Weniger als 30 % bewahren Tomaten in der ungeöffneten Originalverpackung auf.

Prinzipiell hat sich gezeigt, dass der Konsument eine eher negative Einstellung zu Lebensmittelverpackungen hat. Lebensmittel werden als „überverpackt" wahrgenommen. Eine aus der Sicht des/r KonsumentInnen umweltfreundliche Verpackung wird der Funktionalität von optimierten Verpackungen vorgezogen. Obwohl KonsumentInnen Lebensmittel heutzutage als überverpackt ansehen, bieten Portionsverpackungen - trotz erhöhten Einsatz von Verpackungsressourcen - eine der wenigen sinnvollen Möglichkeiten Lebensmittelabfälle auch beim Konsumenten zu reduzieren. Durch die Verpackung von Teilstücken wird ein Übergreifen von Schimmel u.Ä. eingeschränkt. Diese Verpackungsart ist vor allem bei Lebensmitteln förderlich, die nicht jeden Tag auf dem Speiseplan stehen und deswegen gerne im Kühlschrank vergessen werden. Sowohl die Ergebnisse der Konsumentensimulation zur tatsächlichen Haltbarkeit im Gebrauch als auch die Befragungen zur Wahrnehmung und Bevorzugung bestimmter Verpackungsgrößen zeigen hier deutliche Vorteile für Portionsverpackungen. Die höheren Umweltauswirkungen durch das Mehr an Verpackung machen in diesem Fall auch auf Konsumentenebene die potentiellen Umweltauswirkungen durch den potentiellen Lebensmittelabfall wett.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass, im Gegensatz zum Einsatz im Handel bzw. generell für den Transport, eine Optimierung von Verpackungen zur Vermeidung von Lebensmittelabfall auch für die spätere Nutzung durch den Konsumenten nur in Ausnahmefällen Wirkung zeigt beziehungsweise nur durch gezielte Informationskampagnen erreicht werden kann.

LITERATUR

ecoplus, BOKU, denkstatt, OFI (2020) Lebensmittel – Verpackungen – Nachhaltigkeit: Ein Leitfaden für Verpackungshersteller, Lebensmittelver arbeiter, Handel, Politik & NGOs. Entstanden aus den Ergebnissen des Forschungsprojekts „STOP waste – SAVE food". Wien, Februar 2020. https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H81000/H81300/upload-files/Forschung/Lebensmittel/Leitfaden-Lebensmittel-Verpackungen-V1.pdf.

Pilz H., Aspalter K., Hutterer H., Schweighofer J., Krainz M. 2014 Vermeidung von Lebensmittelabfällen durch Verpackung. Kooperationsprojekt mit Partnern aus den Bereichen Rohstoffherstellung, Verpackungsproduktion, Handel, Verpackungsverwertung und Forschung, denkstatt GmbH, Wien.

Read, M., Gregory, M., Phillips, P. 2009 An evaluation of four key methods for monitoring household waste prevention campaigns in the UK Resources, Conservation and Recycling 54 (2009) 9–20.

Scherhaufer, S; Moates, G; Hartikainen, H; Waldron, K; Obersteiner, G (2018) Environmental impacts of food waste in Europe. WASTE MANAGE. 2018; 77: 98-113

Zorpas, A. Lasaridi, K. 2013. Measuring waste prevention. Waste Management 33 (2013) 1047–1056.

Kreislaufwirtschaft in der Steiermark – zukunftsweisende Ansätze auf Landesebene

I. Winter
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, A14-Referat Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Das Land Steiermark hat sich mit dem Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019 dem Weg zur ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft verschrieben. Anstelle der bisher in vielen Bereichen noch immer vorherrschenden linearen Produktions- und Nutzungsketten (Primärrohstoffentnahme, Produktion, Nutzung, Entsorgung) muss eine möglichst lange und werterhaltende Nutzung von Produkten und Rohstoffen im Mittelpunkt stehen. Zur Umsetzung der Kreislaufwirtschaft in den drei prioritären Feldern Baurestmassen, Kunststoffabfälle und Re-Use-Zentren beteiligt sich das Land Steiermark an den drei EU-Projekten CONDEREFF, PLASTECO und SUBTRACT im Programm Interreg Europe des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE). Ziele sind die Intensivierung von Re-Use und Recycling im Bau- und Abbruchbereich, regionale Strategien für verbesserte Wertschöpfungsketten von Kunststoffen und ein strategischer Fahrplan für wirtschaftlich tragfähige Geschäftsmodelle für Re-Use-Zentren. Diese Projekte ermöglichen den Austausch und die Zusammenarbeit mit regionalen, nationalen und internationalen Stakeholdern zur Verbesserung der Rahmenbedingungen im Bereich der Fachthemen unter Verfolgung der Ziele des Interreg Europe Programms zur Verbesserung der Regionalentwicklungspolitik.

1 EINLEITUNG

Das Land Steiermark hat sich mit dem Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019 (Winter 2019) dem Weg zur ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft verschrieben. Er definiert als übergeordnete Vision den Wandel zur Kreislaufwirtschaft bis zum Jahr 2050 und legt in diesem Sinne konkrete Strategien und Ziele für die nächsten Jahre fest. Dieser Weg erfordert eine Entkopplung des Wirtschaftswachstums vom Ressourcenverbrauch. Anstelle der bisher in vielen Bereichen noch immer vorherrschenden linearen Produktions- und Nutzungsketten (Primärrohstoffentnahme, Produktion, Nutzung, Entsorgung) muss eine möglichst lange und werterhaltende Nutzung von Produkten und Rohstoffen im Mittelpunkt stehen. Die gesetzlichen Grundlagen dafür wurden bereits mit der Einführung der fünfstufigen Abfallhierarchie in der europäischen Abfallrahmenrichtlinie 2008 geschaffen. Ein erneuter Anstoß in diese Richtung wurde seitens der Europäischen Kommission mit dem Kreislaufwirtschaftspaket 2015 (COM(2015) 614 final u.a.) und den damit verbundenen rechtlichen Vorgaben gesetzt. (Europäisches Parlament 2008 & Europäisches Parlament 2015) Die Herausforderung für die Abfallwirtschaft liegt insbesondere darin, dass ein längerer Gebrauch und eine intensivere Nutzung von Rohstoffen, Produkten und Komponenten nur dann erfolgreich etabliert werden kann, wenn alle Stakeholder über alle Nutzungsstufen involviert sind. Dies schließt u.a. auch das Produktdesign, Forschung, Ausbildung und branchenübergreifende Konzepte mit ein. Die Landesverwaltung, als zentrale Einrichtung zur Umsetzung von Landesstrategien und gesetzlichen Vorgaben auf Landesebene, kann die dafür erforderlichen Kooperationsnetze und Erfahrungsaustausche nur im Rahmen geeigneter Projekte bewerkstelligen. Zur Umsetzung der Kreislaufwirtschaft in den drei prioritären Feldern Baurestmassen, Kunststoffabfälle und Re-

Use-Zentren beteiligt sich das Land Steiermark an drei EU-Projekten im Programm Interreg Europe des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE). Dies ermöglicht den Austausch und die Zusammenarbeit mit regionalen, nationalen und internationalen Stakeholdern zur Verbesserung der Rahmenbedingungen im Bereich dieser Fachthemen unter Verfolgung der Ziele des Interreg Europe Programms zur Verbesserung der Regionalentwicklungspolitik. In den folgenden drei Projekten ist das Land Steiermark, A14-Referat Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Partner:

- CONDEREFF - Construction & Demolition Waste Management Policies for Improved Resource Efficiency (8 Projektpartner aus 7 Ländern, Gesamtprojektbudget 1,6 Mio. €, Laufzeit 2018 – 2023).
- PLASTECO - Supporting EU Regions to Curb Plastics Waste and Littering (8 Projektpartner aus 8 Ländern, Gesamtprojektbudget 1,6 Mio. €, Laufzeit 2019 – 2023).
- SUBTRACT - Sustainable Reuse Centres (8 Projektpartner aus 7 Ländern, Gesamtrojektbudget 1,4 Mio. €, Laufzeit 2019 – 2023).

2 PRIORITÄTE HANDLUNGSFELDER AUF DEM WEG ZU EINER RESSOURCENEFFIZIENTEN KREISLAUFWIRTSCHAFT

2.1 Kreislaufwirtschaft im Baubereich

Ein Drittel der in der EU anfallenden Abfälle stammt aus dem Bausektor. Dem Grundsatz der Ressourceneffizienz folgend hat die EU das " Protokoll über die Bewirtschaftung von Bau- und Abbruchabfällen" (Europäische Kommission 2016) veröffentlicht. Das Protokoll ist Bestandteil des ehrgeizigen Kreislaufwirtschaftspakets, mit dem der Übergang Europas in eine Kreislaufwirtschaft vorangetrieben werden soll. Obwohl in Österreich nur mehr etwa 10 % der mineralischen Bau- und Abbruchabfälle deponiert werden, ist das Aufkommen mit durchschnittlich ca. 1.260 kg pro Person bzw. 11, 1 Mio t absolut (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2020) nach wie vor beträchtlich. Der Bauwirtschaft kommt als eine der ressourcenintensivsten Branchen eine wesentliche Bedeutung beim Wandel zu einer Kreislaufwirtschaft zu. Die Steiermark hat bereits 2012 mit dem „Baurestmassenleitfaden Steiermark“ (www.baurestmassen.steiermark.at), einem online-Leitfaden der zielgruppenspezifisch die wesentlichen rechtlichen und fachlichen Vorgaben übersichtlich zusammenstellt, ein Vorzeigeprojekt für einen verantwortungsbewussten Umgang mit Bau- und Abbruchabfällen geschaffen. Ein werthaltiges stoffliches Recycling ist aufgrund der chemischen und bauphysikalischen Eigenschaften oder Qualitätsschwankungen häufig nicht möglich. Ein hochwertiges Recycling wird häufig auch aus wirtschaftlichen Gründen (hoher Preis im Vergleich zu Primärrohstoffen) oder aufgrund eines schlechteren Images von Recyclingbaustoffen gehemmt. Hier setzt das Projekt CONDEREFF an. Durch den intensiven Austausch mit den regionalen Stakeholdern und internationalen Projektpartnern sollen Strategien für ein verbessertes Qualitätsmanagement entwickelt und ein größeres Vertrauen der VerbraucherInnen in Recyclingbaustoffe entlang der Prozesskette erreicht werden. Dazu erfolgt in der Steiermark die Adaptierung des „Baurestmassenleitfadens“. Kernstück der Überarbeitung ist die Hinzunahme der Vorbereitung zur Wiederverwendung (Re-Use). Obwohl diese als zweite Stufe der Abfallhierarchie verpflichtend im Rahmen der (orientierenden) Schad- und Störstofferkundung gemäß Recyclingbaustoffverordnung anzuwenden ist, werden in der Praxis bislang nur wenige Bauteile einer Wiederverwendung zugeführt. Das Projekt CONDEREFF ermöglicht, im Rahmen einer Vorzeige-Erkundung Möglichkeiten und Potenziale für einen verbesserten selektiven Rückbau wiederverwendbarer Bauteile und hochwertiger recyclingfähiger Materialien in der Praxis auszuloten.

2.2 Weniger Plastik in der Umwelt durch Kreislaufwirtschaft

Kunststoffe und ihre Umweltrelevanz werden derzeit in der Öffentlichkeit intensiv diskutiert. Die "Europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft" gibt die Ziele vor: Weniger Kunststoffabfall, keine zusätzliche Vermüllung der Meere und die Etablierung einer Kreislaufwirtschaft für Kunststoffe. (Europäisches Parlament 2018) Neben der Bevölkerung und der Industrie wird darin ausdrücklich auch die öffentliche Verwaltung zu Maßnahmen für eine ressourceneffizientere und kreislauforientierte "neue Kunststoffwirtschaft" aufgefordert. Die Steiermark engagiert sich aus diesem Grund als Partnerregion im Interreg Europe Projekt PLASTECO. Ergebnisse aus Modellberechnungen (Huter 2020) zeigen, dass auch die Steiermark mit ca. 79 Tonnen pro Jahr zur Kunststoff-Verschmutzung der Meere beiträgt - durch Plastikemissionen, welche zum größten Teil aus dem Littering von Abfällen und dem Straßenabrieb stammen. Dies zeigt eindringlich die Bedeutung der langjährigen Anti-Littering Aktionen in der Steiermark - von der Flurreinigungsaktion „großer steirischer Frühjahrsputz“ über Flussuferreinigungen bis hin zu Höhlenreinigungsaktionen - auch im globalen Kontext. Wesentlich für den Wandel zur Kreislaufwirtschaft im Kunststoffbereich sind die Stärkung der Wiederverwendung und des Recyclings, v.a. aber auch der vermehrte Einsatz von Rezyklaten in Kunststoffprodukten. Dieses Projekt eröffnet die Chance auf einen intensiven Stakeholder-Dialog zwischen öffentlicher Verwaltung, welche im Rahmen der öffentlichen Beschaffung über einen relevanten wirtschaftlichen Hebel verfügt, Wissenschaft, Technologieentwicklern und Verwertungsunternehmen. Es bedarf klarer Rahmenbedingungen, der Festlegung von Qualitätsanforderungen an Recyclingkunststoffe, reuse- und recyclingfähiger Produktdesigns und einer Weiterentwicklung der Sortier- und Aufbereitungstechnologien. Durch die Vernetzungsaktivitäten im Rahmen des Projektes werden die besten erprobten Praktiken ausgetauscht. Darüber hinaus können im Rahmen des interregionalen Workshops in der Steiermark im Herbst 2021 steirische und österreichische Technologieführer mit Unternehmen aus anderen EU-Ländern, die einen kontextbezogenen Investitionsbedarf haben, in Kontakt gebracht werden.

2.3 Re-Use als Schlüssel zur Kreislaufwirtschaft

Die verstärkte Wiederverwendung von Gütern ist ein wesentlicher Schlüssel für den Wandel hin zu einer zukunftsfähigen Kreislaufwirtschaft. In einigen Nischenbereichen konnte der Re-Use-Sektor sein großes Innovationspotenzial bereits entfalten; im Allgemeinen führt er aber noch ein Schattendasein. Re-Use-Betriebe sind häufig sozialwirtschaftlich geführte KMU. Viele sind mit wirtschaftlichen Problemen konfrontiert, sodass es quer durch Europa scheint, dass Re-Use als Geschäftsmodell nur schwer ohne öffentliche Unterstützung umsetzbar ist. Ziel des Interreg Europe Projektes SUBTRACT ist die Etablierung von dauerhaft wettbewerbsfähigen Geschäftsmodellen für KMU, die im Re-use-Sektor tätig sind. Das Land Steiermark fördert seit langem eine Vielzahl an Maßnahmen für mehr Wiederverwendung. Dies betrifft z.B. die Förderung von Mehrwegwindeln, die Förderung von Mehrwegsystemen bei Veranstaltungen im Rahmen der „G´scheit Feiern“ Initiative, Initiativen zur vermehrten Wiederbefüllung der Steiermark-Weinflasche, die Entwicklung der Re-Use Box zur Vorsammlung wiederverwendbarer Güter aus Haushalten, die Einrichtung eines steirischen Reparaturführers, das Pilotprojekt Reparaturprämie Steiermark 2019 etc. Zur Etablierung von Re-Use als fixen Bestandteil im Umgang mit Gütern sind aber zusätzliche Anstrengungen erforderlich. Im Rahmen des Projekts SUBTRACT wurden die wesentlichen Herausforderungen und Chancen von im Re-Use-Bereich tätigen KMU erhoben. Neben klaren rechtlichen Rahmenbedingungen und neuen, innovativen Geschäftsmodellen besteht insbesondere ein Bedarf an einer verbesserten Sichtbarkeit der Re-Use-Branche.

Die im Projekt zur Verfügung stehenden Ressourcen ermöglichen es, eine steirische „Re-Use-Landkarte“ zu erstellen, welche als einfach zugängliches Online-Informationsportal, Branchenverzeichnis und Netzwerkplattform sowohl Anbieter als auch Kunden aus allen Bereichen der Wiederverwendung zusammenführen wird. Sie soll alle Re-Use-Aktivitäten von der Sammlung der Re-Use-Waren über die entsprechenden Aufbereitungszentren bis hin zu den Re-Use- und Upcycling-Shops aufzeigen und wird eine wichtige Grundlage des regionalen Re-Use-Aktionsplan sein, dessen Erstellung zum Ende des Projekts unter Einbeziehung der regionalen Stakeholder vorgesehen ist. Vorzeigeprojekte der internationalen Projektpartner, wie etwa das finnische Modell von Selbstbedienungs- und Web-Shops im Re-Use-Bereich, sollen darüber hinaus zur Weiterentwicklung von bestehenden Geschäftsmodellen der Re-Use-Branche anregen, damit sich deren Betriebe besser am Markt etablieren können.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die ambitionierten Ziele des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes sind zum Teil nur unter großer Anstrengung zu erreichen. Um auf Landesebene wirksame Initiativen setzen zu können, ist die Einbindung aller relevanten Stakeholder erforderlich. Dies erfordert Ressourcen, welche nur durch zusätzliche Mittel aus kofinanzierten Projekte zur Verfügung stehen. Durch die Teilnahme als Partner an den Interreg Europe Projekten CONDEREFF, PLASTECO und SUBTRACT eröffnen sich der Steiermark Möglichkeiten, ihre bisherige Vorreiterrolle in der Abfallwirtschaft auch im Wandel zur Kreislaufwirtschaft fortzusetzen. Zukunftsweisende Ansätze in den prioritären Bereichen Bau- und Abbruchabfälle, Kunststoffe und Re-Use erfordern eine Anpassung der Rahmenbedingungen, eine verbesserte Vernetzung aller Stakeholder entlang der Prozessketten und einen verstärkten Fokus auf die Vorbereitung zur Wiederverwendung. Diese Elemente und Maßnahmen für mehr Kreislaufwirtschaft sollen über die jeweils am Projektende zu erstellenden regionalen Aktionspläne dauerhaft verankert werden.



Abb. 1: Interreg Europe Projekte CONDEREFF, PLASTECO und SUBTRACT.

LITERATUR

Abfall– und Ressourcenwirtschaft, Amt der Steiermärkischen Landesregierung/A14-Referat Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Graz.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (Hrsg.) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich.* Statusbericht 2020 (Referenzjahr 2018). Wien.

Europäische Kommission (2016) *ECORYS - EU-Protokoll über die Bewirtschaftung von Bau- und Abbruchabfällen*. Europäische Kommission/ Generaldirektion Binnenmarkt, Industrie, Unternehmertum und KMU, o.O.

Europäisches Parlament (2008): *Abfallrahmenrichtlinie* Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.

Europäisches Parlament (2015): *Kreislaufwirtschaftspaket*. Mitteilung COM (2015)614/final.

Europäisches Parlament (2018): Eine Europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft. Mitteilung COM(2018) 28 final.

Huter, D. (2020) *Beitrag der Steiermark zum Marine Littering.* Vorläufige Ergebnisse im Rahmen des Projektes IMKREIST. Montanuniversität Leoben im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Leoben.

Winter, I. (2019) *Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019*. Band 19 zur Informationsreihe

www.abfallwirtschaft.steiermark.at, www.interregeurope.eu/condereff, www.interregeurope.eu/plasteco und www.interregeurope.eu/subtract

Einheitliche Restmüllanalysen in Österreich 2018/19 – Erfahrungen und Ergebnisse

W. Hauer
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im Jahr 2017 wurden bundeseinheitliche Leitlinien für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen erstellt. Diese wurden erstmals in den Jahren 2017 bis 2019 in allen neun Bundesländern angewandt. Die einheitliche Vorgangsweise ermöglicht einen Vergleich von Ergebnissen, macht jedoch die Berücksichtigung spezifischer Fragestellungen schwieriger. Leitlinien verleiten zur Festlegung auf diese und lenken von spezifischen Anforderungen und der Berücksichtigung aktueller und relevanter Fragestellungen ab.

1 EINLEITUNG

Die österreichischen Gebietskörperschaften haben in der Vergangenheit diverse Analysen von gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll) durchgeführt. Die Fragestellungen waren durchaus unterschiedlich und sie folgten auch historischen Entwicklungen. In manchen Untersuchungen wurden die Abfälle gesiebt, für manche Untersuchungen die Abfälle aus den Sammelgefäßen entnommen, für andere Untersuchungen aus den Sammelfahrzeugen. Immer lagen in der Vergangenheit unterschiedliche begründete Ansätze zugrunde, die aus Gründen der Vergleichbarkeit mit jeweils früher durchgeführten Messungen beibehalten wurden. Ein Vergleich zwischen verschiedenen Regionen war jedoch aufgrund der verschiedenen Methodiken schwierig.

2 GRUNDLAGEN DES LEITFADENS

Entstanden ist der Leitfaden in Workshops unter Teilnahme von Vertretern aus Gemeinden, Abfallverbänden und Ländern. Die Ergebnisse wurden vom Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien protokolliert, aufgearbeitet und in der „Technischen Anleitung für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen“ zusammenfassend dargestellt (Beigl et al. 2017).

Mit dem Leitfaden sollte eine Grundlage geschafften werden, auf deren Basis bundesländerübergreifende Auswertungen durchgeführt werden können.

Zusammengefasst wurde der Leitfaden in 20 Regeln.

3 ERFAHRUNGEN AUS DER ANWENDUNG DES LEITFADENS

Probenahme
Die Probenahme aus Sammelgefäßen birgt einige Herausforderungen:

- Es steht wenig Zeit zur Verfügung. Die Proben müssen vor Eintreffen des Sammelfahrzeuges gezogen werden. Entweder am Vorabend – da stehen sie noch nicht zur Abholung bereit – oder sehr zeitig früh. Oftmals stellt das Betreten von Privatgrund Hürden dar, insbesondere wenn es sich um betriebliche Liegenschaften handelt.

- In größeren Wohnhäusern und Wohnhausanlagen, aber auch in Betrieben sind die Behälter in versperrten Räumen oder Boxen, zu denen ein Zutritt nicht möglich ist. Es ist nicht möglich für alle Gemeinden über die passenden Schlüssel zu verfügen.
- Eine normgerechte Probenahme aus Großbehältern ist vor Ort meist nicht möglich, da ein Entleeren von Behältern unzumutbaren Verunreinigungen nach sich ziehen würde.

Eine Probenahme aus Behältern ist durchaus aufwändig, muss doch das Entleerintervall von oftmals vier Wochen berücksichtigt werden. Das heißt, dass für einen Bezirk ein Probenahmezeitraum von bis zu vier Wochen eingeplant werden muss.

Die Ergebnisse und Vergleiche mit früheren Untersuchungen zeigen, dass es abhängig von der Fragestellung ist, ob eine (aufwändige) Probenahme aus den Behältern erforderlich ist oder ob mit einer Probenahme aus Sammelfahrzeugen am Ort der Entleerung ausreichende Informationen gewonnen werden können.

Aufgrund des hohen Aufwandes für die Probenahme aus Behältern werden Auftraggeber dazu verleitet, diese Probenahme selbst durchzuführen. Wenn die Ergebnisse der Abfallanalysen für interne Zwecke durchgeführt werden, ist dies unproblematisch. Wenn die Analysen jedoch für eine Anwendung in Verträgen vorgesehen sind und eine Mehrzahl an Institutionen das Ergebnis mittragen soll, handelt es sich um Gutachten, die unabhängig erstellt werden müssen – und die Probenahme ist ein wesentlich beeinflussender Bestandteil von Ergebnissen.

Fraktionen
Der Leitfaden sieht eine Liste an Fraktionen vor. Je nach Fragestellung ist diese Liste unvollständig oder auch überfrachtet. Der Leitfaden verleitet dazu, ihn ohne weitere Überlegungen zu übernehmen, anstatt die Fragestellungen an die Analyse detailliert zu überlegen und die Fraktionen-Liste entsprechend abzuändern – was der Leitfaden vorsieht.

Bei der Definition der Fraktionen ist zu berücksichtigen, dass diese mit den Definitionen der für eine getrennte Sammlung beworbenen Produkte bzw. Materialien kompatibel ist. Ansonsten können keine Aussagen über die Wirksamkeit von Maßnahmen zur getrennten Sammlung getroffen werden. So wurde in einzelnen Regionen der Anteil an Kunststoff-Verpackungen im Restmüll gemessen, die getrennte Sammlung wird aber nur für Flaschen beworben. In diesem Fall können keine Aussagen über die Wirksamkeit der Flaschensammlung getroffen werden.

4 ERKENNTISSE AUS EINHEITLICHEN SCHICHTUNGEN

Der Leitfaden sieht eine einheitliche Schichtung (Zuordnung von Gemeinden zu Gruppen auf Basis nachvollziehbarer und verfügbarer Kriterien) vor. Damit soll ein Vergleich der Ergebnisse möglich werden, bei dem die Einflüsse verschiedener Siedlungsstrukturen berücksichtigt werden können.

In Abb. 1 ist erkennbar, dass trotz sehr ähnlicher Zusammensetzungen gemischter Siedlungsabfälle unterschiedliche Mengen an bestimmten Fraktionen gesammelt werden.

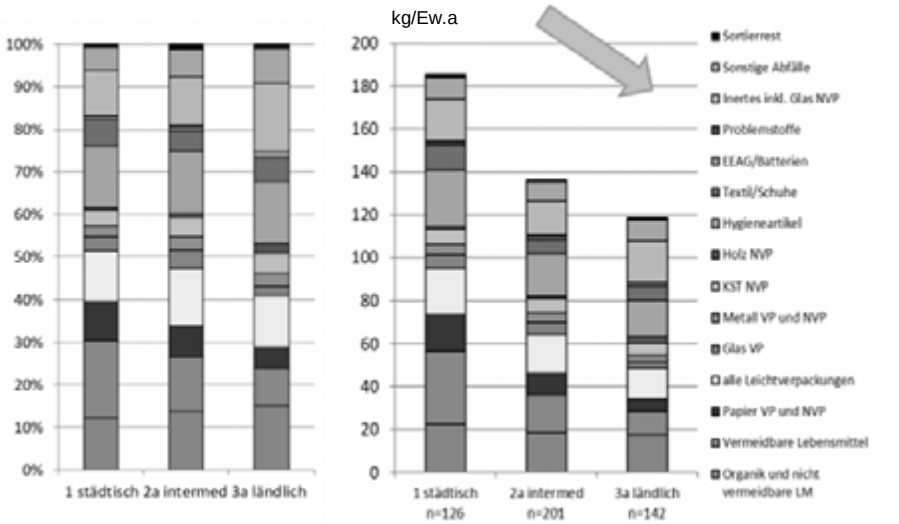


Abb. 1: Vergleich der Massenanteile und der absoluten Massen der Fraktionen je nach Siedlungsstruktur.

Die Schichtung nach dem Einfluss des Tourismus zeigt sehr eindrücklich die Auswirkungen (siehe Abb. 2).

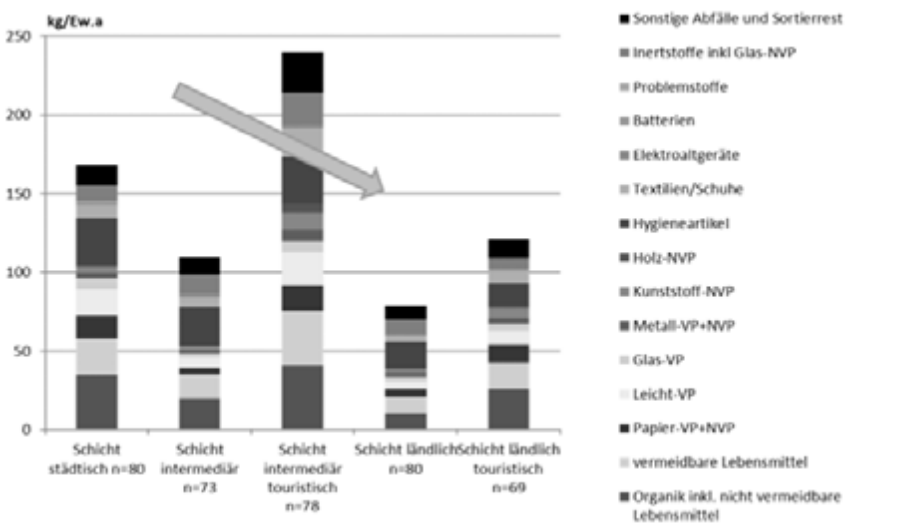


Abb. 2: Vergleich der Zusammensetzung gemischter Siedlungsabfälle in Abhängigkeit vom Tourismus.

5 ZUSATZ-ERKENNTNISSE

Um tatsächlich Aussagen über die Wirksamkeit von Maßnahmen zur getrennten Sammlung von Altstoffen und Problemstoffen treffen zu können, sind regelmäßige Analysen erforderlich, um Entwicklungen beobachten (monitoren) zu können.

Um die Wirksamkeit von Maßnahmen zur getrennten Sammlung von Alt- und Problemstoffen sowie zu biogenen Abfällen treffen zu können, müssen über all die Abfallströme zumindest Daten über die Sammelmengen vorliegen – und zwar für jede Region, für die Aussagen getroffen werden sollen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

- Vergleichbare Landesergebnisse durch einheitliche Methodik vorgesehen, in der Praxis dennoch schwierig.
- Probenahme aus Behälter:
  - deutlich höherer Aufwand, daher teurer,
  - für gleiche Genauigkeit größerer Probenumfang erforderlich,
  - Lebensmittel besser zuordenbar, ob „vermeidbar oder nicht“,
  - Biogenes bleibt besser erkennbar,
  - kein Einfluss auf Verpackungs-Anteile und
  - auf Problemstoffe und Altstoffe kein Einfluss.
- Ergebnisse zeigen keine erkennbaren Unterschiede zur Probenahme aus dem Fahrzeug.
- Kritisch zu sehen ist eine Probennahme durch den Auftraggeber.

LITERATUR

Beigl, P., Happenhofer A., Salhofer, S. (2017) Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen.

FHA, pulswerk, TBHauer (2018a) Analysen des Restabfalls im Burgenland 2018 (unveröffentlicht).

FHA, pulswerk, TBHauer (2018b) Durchführung von Analysen des Restabfalls und getrennt gesammelter biogener Abfälle im Bundesland Vorarlberg für das Kalenderjahr 2018.

FHA, pulswerk, TBHauer (2019) Analysen des Restmülls im Bundesland Niederösterreich für das Kalenderjahr 2018.

FHA, TBHauer (2019) Bestimmung der Netto-Massen an Packstoffen des Sammelmaterials Restmüll im Zuge der NÖ-Restmüllanalysen (unveröffentlicht).

Hauer, W. (2019) Einheitliche Analysen gemischter Siedlungsabfälle, Vortrag zum Fachausschuss Abfallwirtschaft des Städtebundes, 4. November 2019.

TBHauer (2019a) Analysen des Restabfalls in Wien, im Auftrag der Stadt Wien (unveröffentlicht).

TBHauer (2019b) Restmüllanalysen Linz (unveröffentlicht).

TBHauer, TBU (2019a) Analysen des Restabfalls in Tirol 2018/19, im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.

TBHauer, TBU (2019b) Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/19.

Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich: Status 2019

C. Neubauer, B. Stoifl, M. Tesar & P. Thaler
Umweltbundesamt GmbH, Abfälle und Stoffflussmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Jahr 2015 veröffentlichte die Europäische Kommission das Kreislaufwirtschaftspaket. Mit den damit verbundenen rechtlichen Rahmenbedingungen wurden neue Maßnahmen für den Umgang mit Kunststoffen und Kunststoffabfällen im Zusammenhang mit der Rezyklierbarkeit, der biologischen Abbaubarkeit sowie gefährlichen Inhaltsstoffen in Kunststoffen definiert. Diese Maßnahmen wurden mit der europäischen Kunststoffstrategie im Jahr 2018 geschärft. Auf europäischer Ebene ist das Zukunftsbild durch steigende Recyclingquoten (z.B. für Kunststoffverpackungen), durch steigende Recyclingkapazitäten für Kunststoffabfälle und durch eine stärkere Berücksichtigung des Ökodesigns im Rahmen der Produktherstellung gezeichnet. Vor diesem Hintergrund hat das Österreichische Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) eine Studie beauftragt, um den Ist-Stand der Sortierung und des Recyclings von Kunststoffabfällen in Österreich zu beschreiben. Im Zuge der Studie wurden im Jahr 2019 relevante Anlagenbetreiber besucht, um einen detaillierten Einblick in die angewandten Prozesse und die bestehenden Herausforderungen im Zusammenhang mit einer Steigerung des Recyclings von Kunststoffabfällen zu erheben. Die Ergebnisse der Studie werden auf der Webseite des Umweltbundesamtes im Herbst des Jahres 2020 veröffentlicht: https://www.umweltbundesamt.at/

1 HINTERGRUND

Im Dezember 2015 hat die Europäische Kommission einen Vorschlag für ein Kreislaufwirtschaftspaket verabschiedet, das auch verschiedene Maßnahmen für den Schlüsselbereich „Kunststoffe“ betreffend Rezyklierbarkeit, biologische Abbaubarkeit, gefährliche Inhaltsstoffe in bestimmten Kunststoffen sowie Kunststoffabfälle im Meer enthält. Anfang 2018 wurde darüber hinaus die europäische Kunststoffstrategie verabschiedet. Im Europäischen Grünen Deal, welcher im Jahr 2019 von der EU vorgestellt wurde, bestätigt die Europäische Kommission, dass die Kunststoffstrategie weiterverfolgt wird. Im Hinblick auf den Umgang mit Kunststoffabfällen wurde folgendes Zukunftsbild für die Periode bis 2030 gezeichnet:

- Im Jahr 2030 sollen sämtliche Kunststoffverpackungen wiederverwendbar oder rezykliert werden können,
- Im Jahr 2030 wird mehr als die Hälfte der in der EU generierten Kunststoffabfälle rezykliert,
- Die Anlagenkapazitäten für Kunststoffrecycling in der EU werden vervielfacht (Kapazitäten für Sortierung und Recycling sollen im Jahr 2030 das Vierfache von 2015 betragen) und
- Europa beweist Vorherrschaft betreffend die Entwicklung von Sortier- und Recyclingtechnologie.

Im März 2020 wurde der Aktionsplan der Europäischen Kommission für die Kreislaufwirtschaft verabschiedet. Dieser knüpft an die skizzierten Maßnahmen der europäischen Kunststoffstrategie an. Um den Einsatz von recycelten Kunststoffen zu steigern

und zu einer nachhaltigeren Verwendung von Kunststoffen beizutragen, wird die Kommission verbindliche Anforderungen an den Rezyklatanteil sowie Maßnahmen zur Abfallreduzierung für wichtige Produkte wie Verpackungen, Baustoffe und Fahrzeuge vorschlagen. Darüber hinaus sollen durch einen starken und kohärenten Rahmen für die Produktpolitik die Bereiche nachhaltige Produkte, Dienstleistungen und Geschäftsmodelle gestärkt werden. Diese neuen europäischen Rahmenbedingungen und deren nationale Umsetzung in Österreich definieren bedeutende Vorgaben für die praktische Umsetzung zum Management von Kunststoffabfällen.

2 EINLEITUNG

Von den in Österreich im Jahr 2018 insgesamt angefallenen 0,95 Mio. t Kunststoffen in Abfällen entfällt ca. ein Fünftel auf „reine" Kunststoffabfälle wie Kunststofffolien, Polyolefinabfälle, Kunststoffemballagen und -behältnisse etc., welche auch vorwiegend getrennt erfasst werden. Die restliche Kunststoffmenge befindet sich in gemischten Abfällen mit unterschiedlich hohen Kunststoffanteilen, insbesondere in gemischten Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen, in der Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung und im Sperrmüll. Von den 0,95 Mio. t Kunststoffen in Abfällen wurden 2018 etwa 72 % thermisch behandelt; nur etwa 26 % stofflich verwertet und ein sehr kleiner Anteil von etwa 2 % deponiert (BMK 2020).

Laut Statusbericht 2020 zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan verfügt Österreich derzeit über zwölf Anlagen zur Sortierung von ausschließlich Kunststoffabfällen und über 25 Kunststoffrecyclinganlagen (nicht enthalten sind darin 20 Anlagen zur Zerkleinerung/Aufbereitung von Styropor) (BMK 2020). Umfassende Kenntnis über die in Österreich eingesetzten Sortier- und Recyclingtechnologien für Kunststoffabfälle, bzw. spezifische Informationen über vorhandene Behandlungskapazitäten für nach Art und Herkunft unterschiedliche Kunststofffraktionen existieren nicht in einem für eine Bewertung und Evaluierung ausreichendem Maße.

Vor diesem Hintergrund wurden vom Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) Arbeiten beauftragt, um den aktuellen Ist-Stand der Sortierung und des Recyclings von Kunststoffabfällen in Österreich zu erheben.

3 ZIELE

Die Arbeiten wurden mit dem Ziel durchgeführt, einen Überblick über das in Österreich etablierte Kunststoffrecycling und die eingesetzten Sortier- und Recyclingtechnologien sowie über derzeit bestehende Hemmnisse und Treiber für das Sortieren und Recycling von Kunststoffabfällen aus Sicht österreichischer Anlagenbetreiber zu erhalten.

Die Anlagen der ausgewählten Betreiber wurden dafür im Jahr 2019 besucht. Ergänzend wird im Bericht neben der detaillierten Beschreibung der rechtlichen Rahmenbedingungen auch eine Übersicht der derzeit am europäischen Markt verfügbare Sortier- und Recyclingtechnologien für Kunststoffabfälle gegeben. Die Ausarbeitungen zeigen einen Auszug aus der in Österreich umgesetzten Praxis mit Bezugsjahr 2019 für ausgewählte Anlagenbetreiber, welcher im Kontext zur Gesamtsituation im Hinblick auf das Aufkommen und den Anlagenpark in Österreich zu sehen ist (siehe auch Bundes-Abfallwirtschaftsplan und die Statusberichte dazu, BMK 2020).

4 INVOLVIERTE ANLAGENBETREIBER

Folgende Anlagenbetreiber (siehe Tabelle 1) wurden für die Erstellung des Berichtes konsultiert:

Tab. 1: Sortieranlagen für Kunststoffabfälle.

Nr.	Bundesland	Betreiber / Standort
1	Oberösterreich	Energie AG GmbH, Hörsching
2	Steiermark	Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz
3	Tirol	Tiroler Recycling GmbH, Pfaffenhofen
4	Niederösterreich	Sort4You GmbH, Wölbling

Die ausgewählten Sortieranlagen haben insgesamt eine jährliche Verarbeitungskapazität von etwa 123.000 Tonnen und übernehmen zum überwiegenden Anteil Abfälle der Schlüsselnummer 91207 (Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung) und sortieren diese Abfälle im Auftrag der Sammel- und Verwertungssysteme.

Die ausgewählten Recyclinganlagen zum werkstofflichen Recycling (siehe Tabelle 2) haben insgesamt eine jährliche Verarbeitungskapazität (Abfalleinsatz) von etwa 290.000 Tonnen und übernehmen zum überwiegenden Teil (etwa 97 %) Abfälle aus dem Post-Consumer Bereich, und zwar aus den folgenden Anwendungsbereichen: Verpackungen, Elektro- und Elektronikgeräte, Landwirtschaft (Agrarfolien), Transport (Kunststoffanteile von Altreifen, Transportbehälter wie Tonnen, Paletten, etc.), von Fahrzeugherstellern und -zulieferern, aus dem Gebäudeabbruch/Baubereich (Altfenster, Altrohre) und andere (z.B. Möbel).

Tab. 2: Kunststoffrecyclinganlagen zum werkstofflichen Recycling.

Nr.	Bundesland	Betreiber / Standort
1	Niederösterreich	MGG Polymers GmbH, Kematen
2	Oberösterreich	KIAS Recycling GmbH, Ohlsdorf
3	Salzburg	Reststofftechnik GmbH, Henndorf/Wallersee
4	Oberösterreich	RDG Plast GmbH, Gimpling
5	Oberösterreich	Bage Plastics GmbH, Wolfern/St. Marien
6	Oberösterreich	Walter Kunststoffe GmbH, Wels/Gunskirchen
7	Burgenland	PET to PET Recycling Österreich GmbH, Müllendorf
8	Niederösterreich	PET Recycling Team GmbH, Wöllersdorf
9	Kärnten	Kruschitz GmbH, Völkermarkt
10	Kärnten	Kruschitz GmbH + KR Kunststoffrecycling GmbH, Kühnsdorf
11	Steiermark	Ecoplast Kunststoffrecycling GmbH, Wildon

Die Recyclinganlage zum chemischen Recycling (siehe Tabelle 3) hat den Status einer Pilotanlage (ca. 800 Tonnen Jahresdurchsatz) und übernimmt Kunststoffabfälle aus dem Post-Consumer-Bereich aber auch aus dem gewerblichen Bereich.

Tab. 3: Kunststoffrecyclinganlagen zum chemischen Recycling.

Nr.	Bundesland	Betreiber / Standort
1	Niederösterreich	OMV Refining & Marketing GmbH, Schwechat

Zu allen involvierten Anlagen wurden detaillierte Beschreibungen zu den technischen Abläufen, An- und Abtransport sowie zur Qualitätssicherung der Prozesse ausgearbeitet und im Bericht dargestellt.

5 ERGEBNISSE UND PUBLIKATION

Die Ergebnisse der Arbeiten werden in einer Publikation des Umweltbundesamtes mit Herbst 2020 veröffentlicht und können online über die Webseite des Umweltbundesamtes eingesehen werden: https://www.umweltbundesamt.at/

LITERATUR

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, BMK (2020) Statusbericht 2020 zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan.

Mitteilung der Kommission COM (2015) 614 final an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Den Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft (EU Kreislaufwirtschaftspaket).

Mitteilung der Kommission COM (2018) 28 final an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Eine europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft (EU Kunststoffstrategie).

Mitteilung der Kommission COM (2019) 640 final an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Der europäische Grüne Deal (EU Green Deal).

Mitteilung der Kommission COM (2020) 98 final an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft: Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa.

CRx = n*Cx/ (Sx-n ... + Sx-1 + Sx) = > 45 %? Welche Sammelquote für Batterien und Akkumulatoren ist realistisch?

M. Pollak, M. Samhaber & K. Meisterl
wpa Beratende Ingenieure GmbH, Wien, Österreich

W. Hauer
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich

T. Maier
ERA Elektro Recycling Austria GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU-Quotenvorgabe für die getrennte Sammlung von Batterien liegt seit 2016 bei 45 %, jeweils bezogen auf die durchschnittlich während der letzten 3 Jahre in Verkehr gesetzten Massen. Für die Jahre 2017 und 2018 konnte diese Quote in Österreich – trotz ausgebauter Sammelinfrastruktur – gerade noch erreicht werden. In den kommenden Jahren scheint dies fraglich. Eine mögliche Ursache dafür wird in einer – im Vergleich zu den bisherigen Annahmen – deutlich längeren „Behaltedauer" durch steigende Lebensdauer und Lagerbildung vermutet. Im Auftrag der ERA Elektro Recycling Austria GmbH wurden im Jahr 2019 österreichweit Daten von kommunal gesammelten Sekundärbatterien (Akkus) erfasst und ausgewertet. Die Ergebnisse zeigen, dass weniger als 15 % der Akkus (nach Stück) innerhalb von 3 Jahren nach Herstellung als Abfall anfallen und entsorgt werden. Die durchschnittliche Behaltedauer liegt bei mehr als 6 Jahren, bezogen auf die Masse sogar bei 7,5 Jahre, da schwere Akkus tendenziell länger im Einsatz sind.

1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Mit den Inverkehrsetzungsmassen von Batterien steigen auch die umweltpolitischen Vorgaben für deren Hersteller. Die Quotenvorgabe für die getrennte Sammlung (Batterie-RL 2006/66/EC) liegt seit 2016 bei 45 %, jeweils bezogen auf die durchschnittlich während der letzten 3 Jahre in Verkehr gesetzten Massen.

Beispiel für die Berechnung d. Sammelquote 2019:

$$CR_{2019} = 3*C_{2019} / (S_{2017} + S_{2018} + S_{2019}) \quad (1)$$

CRx…. Sammelquote (collection rate); C…. Sammlung (collection) S…Verkäufe (sales)

Europaweit ist eine Erreichung der 45 % Sammelquote eine zunehmend große Herausforderung (Perchards SagisEPR 2017). Österreich erreichte 2018 eine Quote von 45,7 %, was im Vergleich zu 2016 (49,2 %) und 2015 (55,1 %) einer Abnahme entspricht (EAK 2018). Dies obwohl in den vergangenen Jahren verstärkt Maßnahmen zur Intensivierung der getrennten Sammlung gesetzt wurden.
Im Auftrag der ERA Elektro Recycling Austria GmbH wurde 2019 eine österreichweite Datenerhebung zu kommunal gesammelten Sekundärbatterien (Akkus) durchgeführt. Ziel war, zu prüfen, inwiefern die derzeit vorgegebene Berechnungsmethode zur Quotenerreichung von der tatsächlichen Behaltedauer von Sekundärbatterien entspricht.

2 METHODE

Die Daten wurden im Zuge der kommunalen Sammlung (ASZ, RH etc.) jeweils über einen Zeitraum von 2 Monaten erhoben. Etiketten und Aufschriften der Geräte-Akkus der Kategorie „größer AA“ wurden von ASZ-Mitarbeiter*innen bei der Annahme fotografiert und stichprobenartig auch Verwiegungen durchgeführt.



Abb. 1: Beispielfotos von Akkumulatoren.

Die auf den Fotos enthaltenen Angaben zum Herstellungs-/Inverkehrsetzungsjahr wurden erfasst und ausgewertet.
Als „Behaltedauer“ wird die Zeitspanne in Kalenderjahren zwischen der Herstellung/Inverkehrsetzung und der Abgabe des Akkus am Sammelzentrum interpretiert. Es wird angenommen, dass diese Zeitspanne regelmäßig länger ist, als die technische Lebensdauer (Weyhe & Yang 2018).

3 ERGEBNISSE

3.1 Stichprobenumfang

Insgesamt wurden rund 4.500 Stk. Akkus fotografisch dokumentiert. Bei einem Viertel (1.113 Stk.) davon konnte anhand einer eindeutigen Datumsangabe auf das Herstellungsjahr geschlossen werden. Dieses Viertel wurden als Basis für alle weiteren Auswertungen herangezogen.

3.2 Kategorisierung der Akkus nach Verwendungszweck

Auf die Stückzahl bezogen repräsentieren Handy- und Laptopakkus zusammen mehr als die Hälfte der erfassten Sekundärbatterien. Unter Berücksichtigung des Stückgewichts machen Handyakkus hingegen nur einen kleinen Anteil (4 %) aus, während Laptop- und Werkzeugakkus fast zwei Drittel des Gesamtgewichts der untersuchten Akkus umfassen.

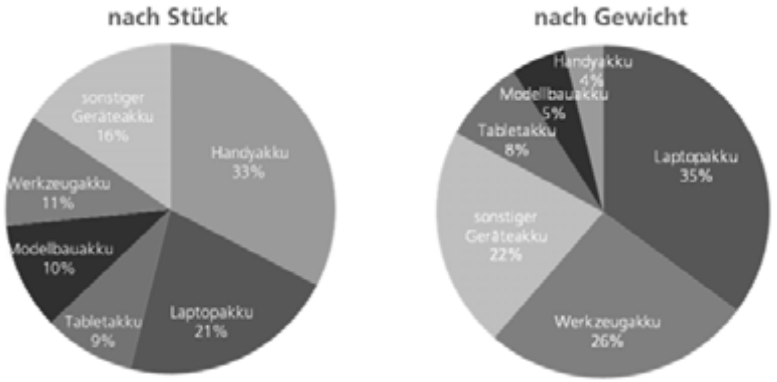


Abb. 2: Akku-Verwendungszweck nach Stück und Gewicht (n=1.113 Stk.).

3.3 Behaltedauer

Weniger als 25 % der Akkus (nach Stück) bzw. < 15 % (nach Gewicht) werden innerhalb von 3 Jahren nach Herstellung/ Inverkehrsetzung entsorgt. Die durchschnittliche Behaltedauer der untersuchten Akkus liegt bei 6,5 (nach Stück) bzw. 7,6 Jahren (nach Gewicht). Unter Berücksichtigung aller Batterie- und Akkumulatortypen kam Möbius (2017) zu einem ähnlichen Ergebnis bzgl. der durchschnittlichen Behaltedauer (5,2 Jahre), jedoch einem Anteil von 42 % an Batterien, welche im Zeitraum der vergangenen 3 Jahre hergestellt wurden.

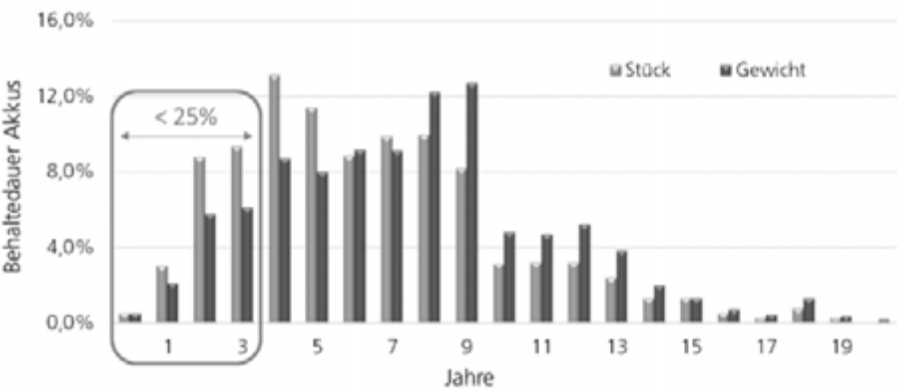


Abb. 3: Durchschnittliche Behaltedauer von Sekundärbatterien (n= 1.113 Stk.).

3.3.1 Behaltedauer nach Verwendungszweck

Handyakkus weisen mit rund 5 Jahren die kürzeste mittlere Behaltedauer aller Akku-Typen auf, Werkzeugakkus mit knapp 10 Jahren die längste.

Tab. 1: Behaltedauer nach Verwendungszweck.

Verwendungszweck	Mittlere Behaltedauer in Jahren	Stichprobenumfang in Stück
Handyakku	4,9	363
Tabletakku	5,3	100
Modellbauakku	6,0	117
Sonstiger Geräteakku	7,2	174
Laptopakku	7,4	237
Werkzeugakku	9,7	122
Durchschnitt	6,5	1113

3.4 Akkus nach Bauart

59 % der untersuchten 1.113 Akkus sind Lithium-Ionen-Akkus (Vgl. Möbius 2017: 41 % aller untersuchten Primär – und Sekundärbatterien) mit einer durchschnittlichen Behaltedauer von 5,7 (nach Stk.) bzw. 6,5 Jahren (nach Gewicht). Ein Vergleichswert aus der Literatur liegt bei 6,2 Jahren (Möbius 2017).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Eine Sammelquote von 45 % bezogen auf Inverkehrsetzungsmassen von 3 Jahren ist nicht realistisch, da von einer doppelt so hohen durchschnittlichen Behaltedauer (6,5 statt 3 Jahre) auszugehen ist. Eine Studie zur Behaltedauer aller Batterietypen (Möbius 2017) kam zu einem ähnlichen Ergebnis mit ∅ 5,2 Jahren. Mit dem steigenden Anteil an Lithium-Ionen-Akkus v. a. durch zunehmende E-Mobilität (Lu & Frith 2019), ist auch von einer längeren durchschnittlichen Behaltedauer auszugehen. Legt man der Berechnung der mittleren Inverkehrsetzungsmassen einen Durchrechnungszeitraum der jeweils letzten 8 Jahre (statt 3) zu Grunde – unter der Annahme einer gleichbleiben Steigerungsrate wie in den vergangenen 10 Jahren – zeigt sich, dass die 45 %-Quote bis zu einer Verdoppelung der Inverkehrsetzungsmassen im Jahr 2026 mit den derzeitigen Sammelleistungen erreicht werden könnte.

LITERATUR

EAK, Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle Austria GmbH (2018) *Tätigkeitsbericht 2018*

Europäische Kommission (EC) (2006) *Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 91/157/EWG*

Lu S. & J. Frith (2019): *Will the Real Lithium Demand Please Stand Up? Challenging the 1Mt-by-2025 Orthodoxy, Bloomberg NEF Avicenne*

Möbius (2017): *How battery life cycle influences the collection rate of battery collection schemes', study on behalf of EUCOBAT*

Perchards SagisEPR (2017): The collection of waste portable batteries in Europe in view of the achievability of the collection targets set by Batteries Directive 2006/66/EC Study on behalf of the European Portable Battery Association (EPBA)

Weyhe R. & X. Yang (2018): *Investigation about Lithium-Ion Battery Market Evolution and future Potential of Secondary Raw Material from Recycling, ACCUREC Recycling GmbH*

Deponie auf Deponie - Maßnahmen zur Sicherung und Erhaltung bestehender Entwässerungseinrichtungen

J. Kässinger & W. Edenberger
Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Karlsruhe, Deutschland

M. Lobenhofer
LBU Lobenhofer Bau und Umwelt GmbH, Schmidmühlen, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Hinblick auf eine geplante Deponieerhöhung werden Anforderungen an Erkundung, Zustandsbewertung und Sicherung von Entwässerungseinrichtungen in und unter der bestehenden Deponie erörtert, Möglichkeiten der Sicherung und Sanierung unter statischen und planerischen Aspekten aufgezeigt. Es werden Varianten zur Erhöhung, Inliner-Sanierung und Erneuerung von Deponieschächten beschrieben und Sanierungsverfahren zur grabenlosen Leitungserneuerung und -renovierung wie Berstlining und Relining näher erläutert.

1 EINLEITUNG

Die Erweiterung bestehender Deponien durch Aufstockung des vorhandenen Ablagerungsvolumens und durch Überlagerung neuer auf bereits verfüllte Ablagerungsabschnitte nach dem Prinzip Deponie auf Deponie hat in den vergangenen Jahren in Deutschland immer mehr an Bedeutung gewonnen. Dies ist vor allem der Schließung bzw. dem Abschluss zahlreicher Altdeponien, dem Mangel an neuen Deponiestandorten (insbesondere für mineralische Abfälle nach DK I) und dem dadurch wachsenden Bedarf an technisch geeignetem und wirtschaftlich zu betreibendem Deponievolumen geschuldet. In Abhängigkeit der Gegebenheiten des jeweiligen Standortes können, unter bestimmten Voraussetzungen, die o. g. Erweiterungsmaßnahmen zahlreiche Vorteile mit sich bringen. Diese sind u. a. die Möglichkeit der Nutzung bereits vorhandener Infrastrukturen und Entwässerungssysteme, Einsparungen beim Bau erforderlicher Oberflächen- und Basisabdichtungen durch Aufbringen von mehrfach funktionalen Dichtungen, Flächeneinsparungen und nicht zuletzt die häufig vereinfachten und beschleunigten Genehmigungsverfahren.
Das Entwässerungssystem einer Deponie stellt einen unverzichtbaren Bestandteil des Abdichtungssystems, speziell an der Deponiebasis, dar. Die in die Flächendrainage integrierten gelochten bzw. geschlitzten Drainageleitungen haben die Aufgabe, das anfallende Sickerwasser aus dem Deponiekörper ordnungsgemäß abzuleiten und einer entsprechenden Behandlung zuzuführen. In den meisten Fällen sind die ursprünglich geplanten und bestehenden Entwässerungs- und Entgasungseinrichtungen nicht auf die zusätzlichen (statischen) Beanspruchungen durch die erhöhte Auflast ausgelegt und bedürfen daher einer Sicherung oder Ertüchtigung.
Der vorliegende Beitrag soll in erster Linie auf die Relevanz einer detaillierten, ganzheitlichen Betrachtung und Bewertung des Entwässerungssystems der zu überlagernden Altdeponie bei einer geplanten Deponieerhöhung hinweisen. Er zeigt typische Schadensbilder in Sickerwasserleitungen und -schächten und stellt Lösungsmöglichkeiten zur Sicherung bzw. Sanierung betroffener Bauteile in und unter der Deponie nach aktuellem Stand der Technik dar.

2 ANFORDERUNGEN AN DIE ERKUNDUNG, ZUSTANDSBEWERTUNG UND SICHERUNG BESTEHENDER ENTWÄSSERUNGSSYSTEME BEI EINER DEPONIEERHÖHUNG

2.1 Erkundung und Zustandsbewertung der bestehenden Bauwerke

Um eine geordnete Entwässerung von Deponiekörpern sicherzustellen sind während der Betriebs-, Stillegungs- und Nachsorgephase Eigenkontrollen durchzuführen und zu dokumentieren. Die Leitungen der Sickerwasserfassung sind regelmäßig durch eine Kamerabefahrung auf Schäden jeglicher Art und mögliche Setzungen der Basisabdichtung zu untersuchen. Hierfür ist die Zugänglichkeit zu den vorhandenen Leitungen und Schächten zum Einführen von Hochdruckreinigungsschlauch und Kanalkamera erforderlich. Dies betrifft auch die Entwässerungseinrichtungen einer Altdeponie nach einer Deponieerhöhung oder -erweiterung.
Außerdem müssen vorhandene Basisentwässerungselemente der Altdeponie (z. B. Sickerwasserleitungen und Schächte) und deren ableitende Vollrohrleitungen auch während und nach der Errichtung der neuen Deponie funktionstüchtig und zu Wartungs- und Kontrollzwecken sicher erreichbar sein (Biener et al. 2011), um eine ordnungsgemäße Stilllegung und Nachsorge des Altkörpers gewährleisten zu können. Dies gilt auch für Entwässerungsleitungen, die sich unter dem Deponiekörper befinden, z. B. Bachverdolungen und Tiefendrainagen. Um diese Zugänglichkeiten auch langfristig gewährleisten zu können, müssen ggf. Sanierungs- und/oder Sicherungsmaßnahmen an den entsprechenden Einrichtungen noch vor einer Deponie auf Deponie-Maßnahme durchgeführt werden, um einer statischen Beanspruchung der Bauwerke durch die Erhöhung der Auflast gerecht zu werden.
Aus statischer Sicht beinhaltet die Ausführung einer Deponie auf Deponie - Maßnahme Zwangspunkte in Form von bestehenden Bauwerken. Sie beeinflusst deren Standsicherheit und Funktion. Relevante Bauwerke im Deponiebereich sind insbesondere Rohre und Schächte. Eine Überprüfung, inwieweit deren Funktionstüchtigkeit auch unter veränderten Einflussbedingungen sichergestellt werden kann, ist daher zwingend erforderlich. Die Aktenlage zu Bauteilen in bestehenden Deponien ist meist nicht einheitlich. Sofern statische Nachweise für Rohre und Schächte vorliegen, müssen diese bezüglich der geänderten Bedingungen überprüft werden. Hierbei ist neben der rein rechnerischen Veränderung auch eine geänderte Situation bei den Vorschriften und den Materialkenntnissen einzubeziehen.
Die nachfolgende Abbildung zeigt eine Altdeponie mit bestehenden Entwässerungs- und Entgasungseinrichtungen (schematisch dargestellt) und beispielhaft die Möglichkeit einer Deponieerhöhung in Form einer Kombination aus vorgelagerter Erweiterung und „Deponie on top“.

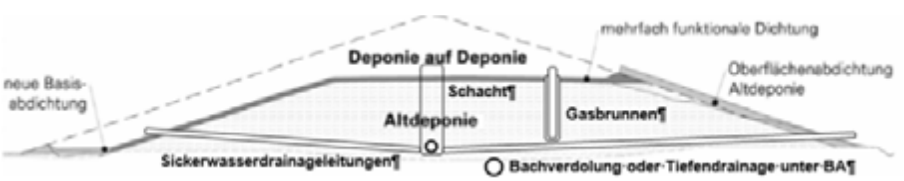


Abb. 1: Beispiel einer Deponieerhöhung mit Entwässerungs- und Entgasungseinrichtungen im Altkörper (Biener et al., 2011, modifiziert).

2.2 Typische Schadensbilder in Sickerwasserleitungen und -schächten

Im Folgenden werden einige typische Schadensbilder, die im Wesentlichen auf eine statische Überlastung der entsprechenden Bauteile, unsachgemäß ausgeführte Auflager- und Bettungssituationen oder Setzungen des Untergrundes zurückzuführen sind, näher erläutert und dargestellt.

2.2.1 Versackungen (Senken)

Versackungen stellen sich durch örtliche Verformung, z. B. Setzung des Untergrunds im Bereich des Rohrauflagers ein. Ursache hierfür können örtlich schlechterer Baugrund, Auflager des Rohres oder stark erhöhte Lasten sein. Im Bereich von Senken staut sich innerhalb der Deponieflächen Sickerwasser auf der Basis- bzw. Zwischenabdichtung. Eine Behebung des Schadens ist in der Regel nur durch großräumiges Freilegen möglich.

2.2.2 Verformungen des Rohrquerschnittes

Verformungen des Rohrquerschnittes ohne Rissbildung treten i. d. R. nur bei sogenannten biegeweichen Rohren auf. Ursache hierfür sind zu hohe Lasten, unsachgemäße Auflagerung (Rohrbettung), starke Senken oder zu hohe Temperaturen (insbesondere bei PE-Rohren). Fortschreitende Verformungen können zu einem Kollabieren und damit völligen Verschluss der Leitung führen. Bei der Beurteilung von Querschnittsverformungen ist von Belang, ob das betreffende Rohr zukünftig durch zusätzliche Überdeckung höhere Lasten erfährt.

2.2.3 Risse

Risse treten überwiegend bei sogenannten biegesteifen Rohren (wie z. B. Stahlbeton und Steinzeug) und stark versprödeten PE-Rohren auf. Sie werden in Längs- und Querrisse sowie punktuelle Risse unterschieden und deuten im Allgemeinen darauf hin, dass die Rohre gegenüber der hohen Auflast durch den Deponiekörper nicht ausreichend standsicher sind. Längsrisse in Drainageleitungen entstehen meist durch ein unsachgemäß ausgebildetes Rohrauflager, d. h. durch eine unzulässige Linienlagerung, oder durch eine zu hohe Auflast auf das Rohr selbst. Die Bildung von Querrissen wird durch unsachgemäße Auflagerung in Rohrlängsrichtung verursacht. Bei Rissen, die von einem Punkt ausgehen, liegt die Ursache häufig in auf die Rohrwandung drückenden Einzellasten (z. B. durch unsachgemäßen Einbau der ersten Mülllage). Sich verzweigende Risse führen zu Scherbenbildung, Viergelenks- und Rohrbruch und im Extremfall zum Einsturz der Leitung. Ein Einsturz ist die folgenschwerste Phase in der Zerstörung einer Rohrleitung, er unterbricht den Rohrquerschnitt und macht Kontroll- und Wartungsarbeiten sowie einige Sanierungsverfahren unmöglich. In den vergangenen Jahren wurden vermehrt Risse in biegeweichen PE-Rohren festgestellt, die nach erstmaligem Auftreten ständig weiter fortschreiten. Als Ursache für Rissbildungen in PE-Rohren werden ungeeignete PE-Formmassen oder dauerhaft hohe Temperaturen und dadurch stark beschleunigte Versprödung vermutet. Eine zusätzliche Beanspruchung der Rohre besteht in der Perforation. Durch die Lochung und insbesondere die Schlitze wird eine Kerbwirkung mit einer Spannungsüberhöhung an bestimmten Stellen verursacht, die bei nicht sachgemäßer Ausführung der Perforation bzw. unzureichender Berücksichtigung in der statischen Dimensionierung der Rohre zu einer Rissbildung führen kann. Bisweilen zeigen sich derartige Risse auch ohne vorherige Verformung der Leitung. Kommt es zu einer Überlagerung der verschiedenen Längrisse mit Querrissen, kann dies zu Scherbenbildung und letztlich zu einem Einsturz der PE-Leitung führen, wie er ansonsten nur von den biegesteifen Steinzeugleitungen bekannt ist.

2.2.4 Schäden an Schachtbauwerken

Schachtbauwerke unterliegen durch Setzungsprozesse im Deponiekörper starken mechanischen Einwirkungen. Insbesondere durch Setzungsdifferenzen zwischen Schacht und Müllkörper treten axialen Beanspruchungen auf, die zu Beschädigungen des Schachtes führen können. Sind die Beanspruchungen des Schachtrohres aus den Mantelreibungskräften (bspw. durch eine spätere Erhöhung der Auflast) deutlich größer als ursprünglich angenommen und berechnet, kann es auch bei massiven Schachtelementen aus (Stahl-)Beton oder PE zu Riss- und Scherbenbildungen sowie Verformungen bzw. Einbeulungen kommen, die bis hin zu einem Einsturz des Schachtbauwerkes führen können.

3 SICHERUNG UND SANIERUNG BETROFFENER BAUTEILE

Im Folgenden werden einige Verfahrensmöglichkeiten zur Sicherung und Sanierung von Rohrleitungen und Schächten bei einer geplanten Deponieerhöhung dargestellt. Einige sonst gängige Leitungssanierungsmethoden (z. B. Schlauch-, Kurzliner-, Close-Fit-Verfahren) scheiden hierbei aufgrund der speziellen Anforderungen oder der erheblichen statischen Beanspruchungen der betroffenen Rohre und Schächte bereits im Vorfeld aus und werden daher nicht näher betrachtet.

3.1 Sicherung und Erneuerung von Deponieschächten

Sickerwasserschächte im Altkörper müssen im Zuge einer Deponieerhöhung üblicherweise ebenfalls erhöht werden, um auch zukünftig den Zugang zum darunterliegenden Entwässerungssystem zu gewährleisten. Wurde das bestehende Schachtbauwerk samt Gründung bereits statisch auf eine Erhöhung ausgelegt und ist weitestgehend unbeschädigt, kann dies im günstigsten Fall durch Aufsetzen weiterer Schachtelemente erfolgen. In der Regel ist dies jedoch nicht der Fall, sodass zuvor erst Sanierungs- bzw. Sicherungsmaßnahmen am bestehenden Schachtbauwerk durchgeführt werden müssen, um den zusätzlichen Beanspruchungen gerecht zu werden. Nachfolgend werden Praxisbeispiele von Schachtsanierungen aufgezeigt.

3.1.1 Sicherung und Erhöhung von Schachtbauwerken aus Beton

Weisen bestehende, im Entwässerungssystem integrierte, Betonschächte bereits erhebliche Beschädigungen in Form von Riss- und Scherbenbildungen oder Abplatzungen auf, können diese (nach Feststellung einer noch vorhandenen statischen Standsicherheit) durch entsprechende Maßnahmen nachhaltig ertüchtigt werden. Dies kann bspw. durch Herstellung einer Stahlbetoninnenwand an der bestehenden Schachtinnenwand erfolgen. Diese Wandverstärkung wird an zur statischen Absicherung an ein Zwischenfundament an der Schachtoberkante „aufgehängt“. Die Dimensionierung der neuen Stahlbetonschicht kann unter Einbeziehung der statischen (Rest-)Tragfähigkeit der bestehenden Schachtwand erfolgen. Auf das Zwischenfundament kann bei Bedarf (z. B. im Falle einer Deponieerhöhung) auch eine Schachterhöhung aufgebaut werden.

3.1.2 Inliner-Schachtsanierung

Bei einer Inliner-Sanierung (auch Schacht-in-Schacht-Verfahren) wird ein bestehender Schacht durch Einbau eines neuen Inlinerschachtes gesichert. Hierbei wird ein Innenschacht mit geringerem Innendurchmesser in das bestehende Schachtbauwerk eingestellt, die einmündenden Leitungen dicht angeschlossen und der Ringraum zwischen Inliner und bestehender Schachtwand mit Spezialmörtel verdämmt. Hierdurch entsteht ein dichtes Bauwerk, welches langfristig gegen die Medien Sickerwasser und Deponiegas geschützt ist.

3.1.3 Schachtrückbau und -erneuerung innerhalb einer Baugrube

Ist das bestehende Schachtbauwerk für eine Ertüchtigung zu stark beschädigt oder ungeeignet, muss dieses komplett rückgebaut und erneuert werden. Dies erfolgt innerhalb einer geeigneten Baugrube (z. B. mit Gleitschienen- oder Stahlrohrverbau, bei größeren Durchmessern in Spritzbetonbaugruben). Das alte Schachtbauwerk wird sukzessiv mit dem Abteufen der Baugrube bis zur Schachtsohle abgerissen, anschließend erfolgt die Gründung, der Anschluss der bestehenden Leitungen und der Aufbau eines neuen (entsprechend dimensionierten) Schachtes aus Stahlbeton, PE/PP oder GFK. Bei großen Schachttiefen kommen bevorzugt Stahlbetonschächte zum Einsatz, diese werden zum Schutz vor aggressivem Sickerwasser und Deponiegas innen und außen mit PE ausgekleidet bzw. ummantelt.

3.2 Sanierung und Sicherung von Entwässerungsleitungen

3.2.1 Berstlining-Verfahren

Ist die Herstellung von Baugruben unter technischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten unumgänglich, stellt das (statische oder dynamische) Berstlining-Verfahren eine technisch sinnvolle und gut umsetzbare Möglichkeit der Sanierung von verformten und gerissenen PE-Leitungen oder beschädigten Steinzeugleitungen dar. Beim Berstlining wird die vorhandene Rohrleitung von innen aufgebrochen und durch eine Aufweitung zusammen mit dem umgebenden Boden (Kies) verdrängt. An der Berstrakete bzw. dem Berstkopf ist die neue Rohrleitung gleichen oder größeren Durchmessers angebracht und wird in die alte Rohrtrasse eingezogen. Das Berstlining-Verfahren benötigt mindestens zwei Baugruben (Start- und Zielbaugrube).

3.2.2 Relining-Verfahren

Mit Relining wird das Einbringen neuer Rohre mit geringerem Außendurchmesser in vorhandene Kanäle bezeichnet, die noch über einen entsprechend ausreichenden Restquerschnitt verfügen. Hiermit können statisch nicht ausreichende, für die Einwirkungen aus den neuen vorgesehenen Überdeckungshöhen dimensionierte Rohre, durch Einbau von tragfähigen Rohren in vorhandene Sickerwasserleitungen ertüchtigt werden. Je nach Länge des einzuziehenden Neurohres wird das Verfahren in Kurzrohr-, Langrohr- und Rohrstrangrelining unterschieden. Das eingezogene Rohr übernimmt langfristig die Aufgabe der Entwässerung und im Falle eines Versagens des Altrohres auch die entsprechenden Auflasten.

In Rohre ohne Perforation kann ein statisch ausreichend dimensioniertes Rohr eingezogen oder eingeschoben werden. Durch kraftschlüssige Verbindung von Bestands- und Inlinerrohr (Ringraumverdämmung) werden die Einwirkungen aus der Überdeckung auf den Inliner übertragen. Die Ringraumverfüllung muss unter Berücksichtigung der mechanischen und chemischen Einwirkungen gewählt werden.

Perforierte Rohre können i. d. R. nur durch den Einsatz einer geeigneten Filterschicht (z. B. Verblasen des Ringraumes mit Drainkies) kraftschlüssig mit einem ebenfalls perforierten Inlinerrohr verbunden werden. Ist dies bspw. aufgrund eines zu geringen Leitungsdurchmessers nicht möglich, treten durch die zusätzlichen Auflasten Verformungen der Altrohre auf. In diesem Falle muss eine Auflagerung der Altrohre auf dem Scheitel des Inliners berücksichtigt werden (Linienlagerung). Eine seitliche Bettung des Inliners kann dabei nicht angesetzt werden. Linienlagerung und -lasten erfordern gegenüber erdgebetteten Anwendungen deutlich höhere Tragfähigkeiten der Inliner.

3.2.3 Neuentwicklung von linienlagerungstauglichen Relining-Rohren

Bei der Sanierung einer Haltung im Relining-Verfahren werden, wie bereits beschrieben, neue Rohre in die schadhaften, verformten Rohre eingezogen oder eingescho-

ben. Der Nachteil dieses Verfahrens ist, dass das eingebrachte Neurohr kein definiertes Rohrauflager besitzt. Bisher konnte ein Relining-Verfahren zur Sanierung von Deponiesickerwasserleitungen ohne entsprechende Verdämmung oder Verkiesung nur mit dem Wissen durchgeführt werden, dass das Reliningrohr auf Dauer einer statisch sehr ungünstigen sogenannten Linienlagerung unterliegen wird. Sollte sich das Altrohr weiter verformen, so wäre das eingebaute Rohr im Scheitel und in der Sohle einer linienförmigen Druckbelastung ausgesetzt und könnte sich in der Folge, bei einem Fortschreiten der Deformation des Altrohres, ebenfalls verformen.

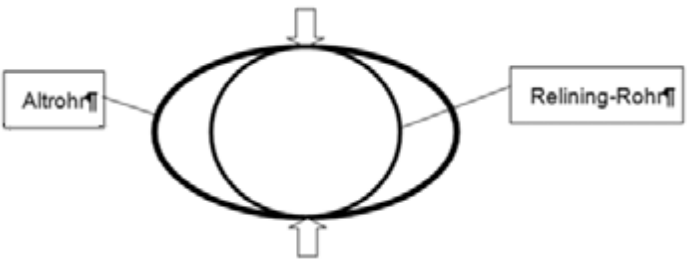


Abb. 2: Linienlagerung eines Relining-Rohres in verformtem Altrohr.

Aus genannten Gründen wurden bei diesem Verfahren in erster Linie sehr dickwandige PE-Rohre eingesetzt, die den statischen Erfordernissen einer Linienlagerung jedoch auch nur bedingt genügen und bis dato nur eine Behelfslösung darstellten. Große Wandstärken führen außerdem aufgrund des reduzierten Innendurchmessers der Neurohre oftmals dazu, dass die Leitungen nicht mehr mit einer Inspektionskamera befahren werden können. Um dieser Problematik Rechnung zu tragen, wurden in den vergangenen Jahren entsprechend dünnwandige und tragfähige Rohre für das Sanierungsverfahren im Kurzrohr-Relining entwickelt, deren statische Eigenschaften dem Lastfall der Linienlagerung standhalten und trotzdem die erforderlichen Reinigungs- und Inspektionsarbeiten in den sanierten Leitungen langfristig ermöglichen.
Die Entwicklung dieser bereits praxiserprobten linienlagerungstauglichen und auch sickerwasserresistenten Relining-Rohre ermöglicht auch Relining-Maßnahmen ohne kraftschlüssige Ringraumverfüllung zwischen Alt- und Neurohr. Für diese neuartigen Relining-Rohre liegen statische Nachweise für eine Überdeckung von bis zu 70 m unter dem Lastfall der Linienlagerung vor. Die genannten Relining-Rohre sind entsprechend dünnwandig und können, je nach Bedarf, sowohl vollwandig als auch gelocht hergestellt werden. Um die Entwässerungsfunktion von zu sanierenden Drainageleitungen auf Dauer sicherzustellen, wird das Relining-Rohr mit Drainageschlitzen

3.2.4 Herstellung neuer Leitungstrassen mittels Spülbohrverfahren

Beim Spülbohrverfahren wird eine neue Rohrleitung in einen zuvor hergestellten Bohrkanal eingezogen. Dieser grabenlose Leitungsbau geschieht beim HDD-Verfahren hydromechanisch und mechanisch, es ist ein steuerbares Nassbohrverfahren. Das gelöste Material wird über den Rückfluss entlang des Bohrgestänges ausgetragen. Bei Bedarf kommt eine Bohrsuspension zur Stabilisierung des Bohrkanals zur Anwendung. Die vertikale und laterale Verlaufssteuerung wird in der Regel durch zwei Komponenten bewirkt. Zum einen hat die Bohrlanze einen eingebauten Sender, sodass die Position des Bohrkopfes jederzeit ortbar ist. Zum anderen ist die vom Grundkörper zylindrische Bohrlanze selbst asymmetrisch aufgebaut und hat eine schräge Anstellfläche und eine seitliche schräge Abstützfläche am Bohrkopf. Diese seitliche schiefe Ebene ist als Steuerfläche wirksam, indem sie beim Kurvenfahren auf der Gegenseite der gewünschten Kurvenrichtung durch die Aktivierung des passiven

Erddrucks die Schrägabstützung der Lanze übernimmt. Die Raumlage des Bohrkopfes ist an der Maschine an einem Anzeigegerät jederzeit nachvollziehbar.
Bei größeren Horizontalbohranlagen wird die Verlaufssteuerung in größerer Tiefe einerseits durch die schon beschriebene asymmetrische Bohrlanze bewirkt, zum anderen jedoch durch ein Ortungssystem, das auf einer elektromagnetischen Präzisionsnavigation (Magnetfeldvermessung) beruht.
In jüngster Zeit wurden unter der Planung und Bauüberwachung von ICP durch das vorgenannte Verfahren auf mehreren Deponien erfolgreich neue Sickerwasserdrainageleitungen eingezogen. Die hier maximal erreichte Bohr- und Verlegelänge lag bei bis zu 450 m.

4 FAZIT UND AUSBLICK

Im Vorfeld geplanter Deponieerhöhungen in Form von Deponie auf Deponie - Maßnahmen müssen die bestehenden Entwässerungs- und Entgasungseinrichtungen in und unter der Altdeponie einer umfangreichen Erkundung und Zustandsbewertung unterzogen werden. Zur langfristigen Erhaltung der Funktionstüchtigkeit und Erreichbarkeit der betroffenen Bauwerke müssen diese ggf. durch entsprechende Ertüchtigungsmaßnahmen gesichert werden, um eine ordnungsgemäße Stilllegung und Nachsorge des Altkörpers gewährleisten zu können. Insbesondere die bestehenden Entwässerungseinrichtungen an der Deponiebasis (Drainageleitungen) und im Deponiekörper (Schachtbauwerke), aber auch Leitungen unter der Altdeponie (Bachverdolungen etc.) müssen den statischen Beanspruchungen durch eine Erhöhung der Ablagerungsmächtigkeit gerecht werden.
Im vorliegenden Bericht werden Anforderungen an Erkundung, Zustandsbewertung und Sicherung eben jener Bauwerke erörtert, Möglichkeiten der Sicherung und Sanierung unter planerischen Aspekten aufgezeigt. Es werden Varianten zur Erhöhung, Inliner-Sanierung und Erneuerung von Deponieschächten im Altkörper beschrieben und Sanierungsverfahren zur grabenlosen Leitungserneuerung erläutert.
In Bezug auf das Relining-Verfahren wird auf spezielle Anforderungen, Besonderheiten und Neuerungen in der Praxis hingewiesen. Die Entwicklung linienlagerungstauglicher und sickerwasserresistenter Relining-Rohre ermöglicht nun auch Relining-Maßnahmen ohne kraftschlüssige Verdämmung oder Verkiesung des entstehenden Ringraumes zwischen Alt- und Neurohr bei Überdeckungen bis zu 70 m und dient dabei der langfristigen Sicherung der Entwässerungsfunktion bestehender Deponiesickerwasserleitungen, insbesondere auch bei geplanten Deponieerhöhungen. Viele Betreiber gehen dazu über, die Deponiekörper durch weitere Müllschüttungen oder eine Aufstockung zu überhöhen. Somit kann, neben der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen, auch die Stützfunktion des beschriebenen Relining-Rohres von Nutzen sein. Durch den Einbau von linienlagerungstauglichen Rohren erhöhen sich auch die statischen Belastbarkeiten der bestehenden Sickerwasserleitungen und einer möglichen Überlastung der Rohre wird vorgebeugt.
Sollte ein Bedarf an neuen Leitungstrassen ermittelt werden, können diese auch mit Hilfe des Spülbohrverfahrens in den Deponiekörper eingebracht werden.

LITERATUR

ATV-Regelwerk-Abwasser-Abfall, Arbeitsblatt A 127: *Richtlinie für die statische Berechnung von Entwässerungskanälen und -leitungen*, 3. Auflage August 2000.

Biener, E., Sasse, T., Wemhoff, T.: *Deponie auf Deponie - neue Wege bei der Stilllegung von Altdeponien, genehmigungstechnische, technische und wirtschaftliche Aspekte*. Tagungsband zur 27. Fachtagung „Die sichere Deponie 2011 – Abdichtung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen“, SKZ - ConSem GmbH, Würzburg und AK GWS Arbeitskreis Grundwasserschutz e. V, Berlin, 2011

Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard (BQS) 8-1: *Rohre, Schächte und Bauteile in Basis- und Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien*, LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“.
Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle (DWA) e. V., Verband kommunaler Unternehmen (VKU): *DWA Arbeitsbericht Deponie auf Deponie,* Oktober 2015.
GDA-Empfehlung E2-22 - *Vertikale Schächte in Deponien*, April 2010.
H.-J. Bayer, *HDD-Praxis Handbuch*, Vulkan Verlag
ICP Infoblatt Nr. 12: Sanierung von Deponiesickerwasserleitungen mit linienlagerungstauglichen Relining-Rohren. Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, 2013.
Kässinger, J., Stegner, A.: *Deponie auf Deponie: Planerische und statische Aspekte zur Sicherung von Bauwerken in und unter der Deponie.* Tagungsband SKZ/TÜV-LGA Deponietagung 2017, SKZ-KFE gGmbH Würzburg, 2017
LANUV: *Technische Anforderungen und Empfehlungen für Deponieabdichtungssysteme. Konkretisierungen und Empfehlungen zur Deponieverordnung*. LANUV-Arbeitsblatt 13. Landesamt für Natur, Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2010
Merkblatt ATV M 127 Teil 1: Richtlinie für die statische Berechnung von Entwässerungsleitungen für Sickerwasser aus Deponien, März 1996.
Richtlinie DVS 2227-1: Schweißen von Halbzeugen aus Polyethylen hoher Dichte (PE-HD) für die Abdichtung von Betonbauwerken im Bereich des Grundwasserschutzes und zum Korrosionsschutz, August 2004.
SKZ/TÜV–LGA Güterichtlinie: *Rohre, Schächte und Bauteile in Deponien.*
Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) vom 27.04.2009, zuletzt geändert durch Art. 7 V. 30.06.2020.

Planung und Umsetzung von „Deponie auf Deponie“-Vorhaben in Deutschland

C. Weiler
Sweco GmbH, Gutachten und Genehmigungsmanagement, Köln, Deutschland

U. Bartl
Sweco GmbH, Abfall und Geotechnik, Köln, Deutschland

A. Piepenburg
Sweco GmbH, Deponietechnik, Stade, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Sweco GmbH verfügt über umfangreiche Erfahrungen bei der Planung und Umsetzung von Deponien nach den strengen Vorgaben. Sie plant an mehreren Standorten in Deutschland derzeit „Deponie auf Deponie“-Vorhaben und begleitet deren Umsetzung. Unter anderem handelt es sich hierbei um die Deponien Blockland in Bremen, Hubbelrath in Düsseldorf und Haus Forst in Kerpen. Sweco hat für die Genehmigungsverfahren nicht nur die Planung, sondern auch die Mehrzahl der Fachgutachten erstellt. Hierbei handelt es sich um Immissionsprognosen für Staub und Luftschadstoffe, Immissionsprognosen für Lärm, Standsicherheitsgutachten, faunistische Bestandsaufahmen, landschaftspflegerische Begleitpläne und Artenschutzprüfungen sowie Berechnungen von Eutrophierung und Versauerung in FFH-Gebieten. Bei FFH-Gebieten handelt es sich um spezielle europäische Schutzgebiete in Natur- und Landschaftsschutz, die nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ausgewiesen wurden. Sie dienen dem Schutz von Pflanzen (Flora), Tieren (Fauna) und Lebensraumtypen (Habitaten). Ebenso gehörten Verkehrsprognosen und Wegeplanungen mit zum Leistungsumfang, wie auch die Sickerwasserbehandlung und bei Altdeponiekörpern die Restgaserfassung und dessen Entsorgung.

1 EINLEITUNG

Die Bereitstellung von hinreichendem Ablagerungsvolumen auf geordneten Deponien bleibt auch weiterhin ein essenzieller Baustein in der Abfallwirtschaft. Die Einrichtung einer neuen Deponie auf einem neuen Standort stellt sowohl wirtschaftlich als auch gesellschaftlich eine sehr große Herausforderung dar. Daher liegt es durchaus nahe, die Erweiterungsmöglichkeiten von bereits bestehenden bzw. noch in Betrieb befindlichen Deponiestandorten umfassend auszuloten. Dies führt dazu, dass - trotz der ingenieurtechnisch zusätzlichen Anforderungen - vermehrt „Deponie auf Deponie“-Vorhaben zur zukünftigen Absicherung des erforderlichen Ablagerungsvolumens geplant und umgesetzt werden.
Die Sweco GmbH ist mit mehr als 1.700 Architekten und Ingenieuren an über 30 Standorten in Deutschland auch im Bereich der Abfallwirtschaft und Geotechnik im Geschäftsfeld Wasser und Energie tätig. Hier sind sowohl die Ressorts „Gutachten und Genehmigungsmanagement“ als auch die „Deponietechnik“ angesiedelt. Neben der Erstellung von Deponieplanungen gehören auch die Erstellung von Fachgutachten und das Genehmigungsmanagement sowie die Unterstützung bei der Öffentlichkeitsarbeit zu dem Aufgabenspektrum.

2 ALLGEMEINES ZU „DEPONIE AUF DEPONIE“-VORHABEN

Neben den grundsätzlichen Anforderungen an einen Deponiestandort sowie den grundlegenden technischen Aspekten an eine Deponieplanung sind bei „Deponie auf Deponie“-Vorhaben einige zusätzliche Themen zu berücksichtigen.
Dabei ist z.B. die Doppelfunktion des technischen Dichtungssystems in dem Areal zu beachten, in dem eine neue Deponie/ein neuer Deponieabschnitt einen bereits vorhandenen Deponiekörper überlagert. Da dieses Dichtungssystem zum einen die Oberflächenabdichtung für den darunter liegenden Deponiekörper darstellt sowie zum anderen die Basisabdichtung (ggf. inkl. technischer geologischen Barriere) für den neuen Deponiekörper, spricht man i.d.R. von einem multifunktionalen oder bifunktionalen Dichtungssystem.
Durch die Überlagerung eines bestehenden Deponiekörpers ergeben sich insbesondere Anforderungen an die Setzungs- und Standsicherheitsaspekte. Die Sicherstellung der ordnungsgemäßen Sickerwasserfassung und -ableitung des überlagerten Deponiekörpers sind ebenso zusätzliche ingenieurtechnische Planungsaufgaben wie auch die Deponieentgasung. Weitere Themen, wie z.B. die verkehrstechnische Erschließung des neuen Deponiekörpers sowie die Oberflächenentwässerung unterscheiden sich nicht zwingend signifikant gegenüber anderen Deponieplanungen.
Der zu erstellende Qualitätsmanagementplan, sowohl für die mineralischen Baustoffe als auch für die polymeren Baustoffe, wird letztlich durch die gewählten ingenieurtechnischen Konstruktionslösungen, sowie die rechtlichen Rahmenbedingungen definiert.
Zur Vorbereitung der Umsetzung von geplanten baulichen Maßnahmen ist grundsätzlich ein Arbeits- und Gesundheitsplan zu erstellen. Neben einem Sicherheits- und Gesundheitsschutzplan (SiGe-Plan nach Baustellenverordnung) ist bei Eingriffen in den Abfallkörper, z.B. durch erforderliche Profilierungsarbeiten, ein Arbeits- und Sicherheitsplan (A+S-Plan) durch einen Sachkundigen nach DGUV-Regel 101-004 zu erstellen. Anhand der nachstehend beschriebenen Projekte werden beispielhaft der Umfang und die Besonderheiten der „Deponie auf Deponie“-Vorhaben aufgezeigt.

3 BEISPIELHAFTE TECHNISCHE PLANUNGSANSÄTZE

3.1 Deponie Hubbelrath (technische Projektskizze)

Die Zentraldeponie Hubbelrath übernimmt im Raum Düsseldorf eine wesentliche Entsorgungsfunktion. Da das verfügbare Deponievolumen der Deponieklasse II (DK II) weitgehend erschöpft war, wurde nach vorheriger Durchführung eines Planfeststellungsverfahrens zwischenzeitlich mit dem Bau der Süderweiterung begonnen.
Geplant ist die Realisierung einer Gesamtdichtungsfläche von ca. 15,4 ha, wovon ca. 4,9 ha sich an den vorhandenen Altkörper anlehnen. Hier wird eine bifunktionale Dichtung errichtet, die sowohl als Oberflächenabdichtung für den unterlagernden Deponiekörper, als auch als Basisabdichtung für den neuen Deponieabschnitt (ebenfalls Deponieklasse II) dient. Auf diese Weise wird ein zusätzliches Ablagerungsvolumen von ca. 2,6 Mio.m³ geschaffen. Abbildung 1 zeigt eine Übersicht des Deponiestandortes mit seiner grundsätzlichen Gliederung.
Die beantragte Genehmigung wurde von der Bezirksregierung Düsseldorf im April 2018 positiv beschieden und im Sommer 2018 wurde mit den Baumaßnahmen begonnen. Derzeit ist planmäßig ca. 1/3 der Dichtungsfläche realisiert. Hierzu war es auch erforderlich, dass ein Hochspannungsmast durch den Netzbetreiber versetzt werden musste. Ein solcher Vorgang bedarf der frühzeitigen Abstimmung und planerischen Integration in den Gesamtablauf.



Abb. 1: Übersicht Deponiestandort Zentraldeponie Hubbelrath.

Im Rahmen eines Standortuntersuchungsprogramms des topographisch bewegten Geländes erfolgte im Vorfeld zur Genehmigungsplanung die Festlegung der Höhenlage der Basisabdichtung (Oberkante Basis) sowie Möglichkeiten der Nutzung der Aushubmassen am Standort (Massenmanagement).
Neben den ingenieurtechnischen Planungsleistungen sowie dem Ausarbeiten der Fachgutachten für das Vorhaben erfolgte ergänzend eine Unterstützung des Auftraggebers bei der Öffentlichkeitsarbeit für dieses Vorhaben (vgl. ZDH, 2020).

3.2 Deponie Haus Forst (technische Projektskizze)

Hierbei handelt es sich um eine Deponie die 1977 planfestgestellt und in dem Zeitraum 1977 bis 2005 als DK II Deponie betrieben wurde. Mit Inkrafttreten des Ablagerungsverbotes für unbehandelte Siedlungsabfälle wurde der Ablagerungsbetrieb eingestellt. Um der zunehmenden Verknappung von Deponievolumen entgegenzutreten sowie eine erzeugernahe Abfallentsorgung für den Großraum Köln-Bonn-Aachen-Düsseldorf zu ermöglichen wurde die Wiederinbetriebnahme des bereits raum- und planungsrechtlich abgesicherten Standortes umgesetzt. Dabei wird eine Deponieerweiterung der Deponieklasse I in dem noch nicht abgedichteten Bereich hergestellt. Die Deponieerweiterung lehnt sich an den abgedichteten Nordteil an, bei dem es sich um eine Verfüllung der Deponieklasse II handelt. In Abbildung 2 ist die Übersicht der vorgenannten Bereiche dargestellt.
Das geplante zusätzlichen Ablagerungsvolumen beträgt ca. 4,4 Mio. m³. Der Anlehnungsbereich an die Altdeponie umfasst eine Fläche von ca. 7,1 ha, die Aufstandsfläche auf dem gewachsenen Untergrund umfasst ca. 15,5 ha. Teile der bereits am Standort vorhandenen infrastrukturellen Einrichtungen können weitergenutzt werden. Die verkehrsgünstige Lage des Deponiestandortes in dem genannten Großraum sowie weitere abfallwirtschaftliche Einrichtungen machen diesen Standort durchaus interessant.
Die Entwässerungssituation hingegen erforderte besondere Maßnahmen, die jedoch ingenieurtechnisch gelöst werden konnten.



Abb. 2: Übersicht Deponiestandort Haus Forst.

3.3 Deponie Blockland (technische Projektskizze)

In Bremen wird eine bereits im Jahre 1968 genehmigte Deponie betrieben, die Blocklanddeponie. Seit der Aufnahme des Deponiebetriebes im Jahr 1969 wird diese Deponie weiterentwickelt. Mittlerweile besteht die Deponie aus mehreren Abschnitten, die sich in unterschiedlichen Betriebsphasen befinden.
Aktuell ist beabsichtigt, auf einem zentral gelegenen Bereich die Voraussetzungen für die weitere Ablagerung von Abfällen der Deponieklasse I zu schaffen. Auf diesem Areal ist durch die Errichtung einer bifunktionalen Abdichtung inkl. technischer Barriere von ca. 3,8 ha Größe, die Schaffung von ca. 433.000 m³ Deponievolumen der Deponieklasse I (DK I Erweiterung) vorgesehen.
Aufgrund der standortspezifischen Untergrundverhältnisse mit insgesamt ca. 2,4 m „Weichschichten“ (ca. 1,00 m Auenlehm und ca. 1,40 m Torfschicht) kommt der Setzungsthematik eine besondere Bedeutung zu. Die Fläche für die bifunktionale Abdichtung ist so zu profilieren, dass hinreichende Setzungsreserven für die Sickerwasserfassungen beachtet werden.
Wie in Abb. 3 zu erkennen, ist eine Windkraftanlage auf dem Standort errichtet. Insoweit ist auch für die weiteren Reparatur- und Wartungsarbeiten eine entsprechend dimensionierte Kranstell- und aufbaufläche sowie deren Zugänglichkeit für Schwerlastverkehr zu berücksichtigen.


Abb. 3: Blocklanddeponie, DK I Deponieerweiterung (hell umrandet).

4 FACHGUTACHTEN

Die Sweco hat in unterschiedlichem Umfang für die genannten Vorhaben Fachgutachten erstellt und diese im Hinblick auf die Antragstellung mit allen anderen Fachgutachten koordiniert. Hierzu stehen bei Sweco personell die erforderlichen Qualifikationen zur Verfügung. In der Regel wurden die Vorhaben bis zum Erhalt des Planfeststellungsbeschlusses von Sweco begleitet.

4.1 Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit – Umweltverträglichkeitsstudie /UVP-Bericht

Für die Umweltverträglichkeitsuntersuchungen (inzwischen UVP-Bericht nach UVPG, 2017) wurden sofern sie nicht von Sweco selbst erstellt wurden Scoping-Termine durchgeführt und der Leistungsumfang abgestimmt. Für Deponien hat Sweco eine Standardgliederung nach der Novelle des UVPG im Jahr 2017 entwickelt und wendet diese an.

4.1.1 Immissionsprognose nach TA Lärm

Immissionsprognosen nach TA Lärm werden von Sweco gemeinsam mit Fachbüros mit dem Programm CADNAA erstellt und von der Behörde in der Regel ohne weitere Gutachten anerkannt. Insbesondere können sich nachts Probleme mit Gasverwertungsanlagen bei Einzelhäusern in der Umgebung ergeben, die sich lärmtechnisch durch weitere Kapselung jedoch lösen lassen.

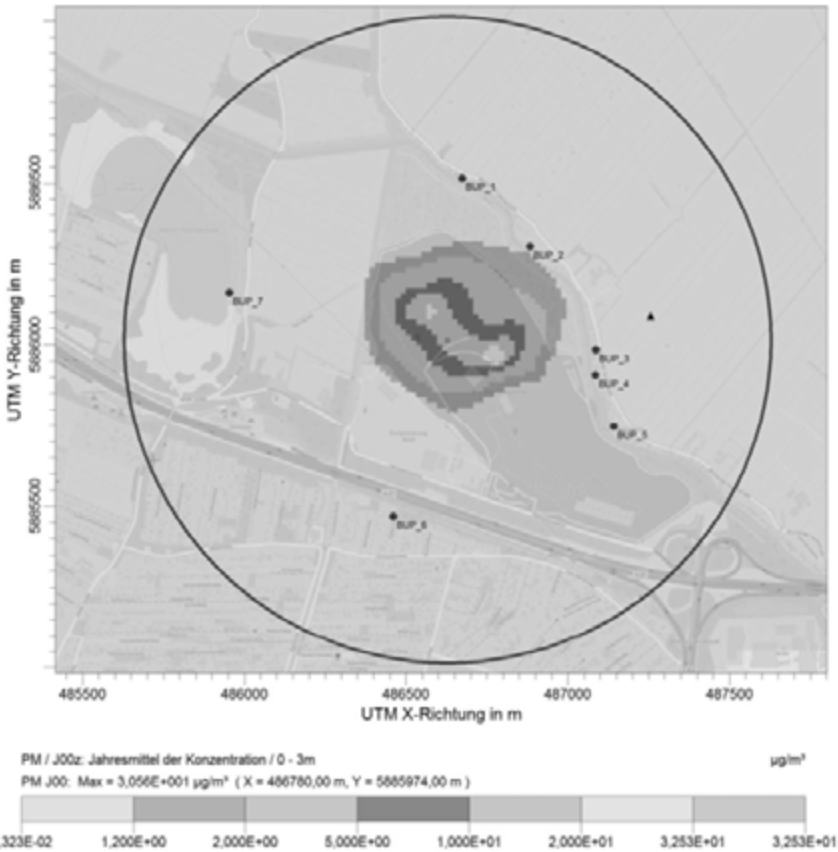


Abb. 4: Blocklanddeponie, DK I Ergebnisse PM10.

4.1.2 Immissionsprognose nach TA Luft

Immissionsprognosen nach TA Luft werden von Sweco an Deponien vor allem für Feinstäube PM10 und PM2,5 durchgeführt. Abbildung 4 zeigt beispielhaft eine graphische Auswertung der flächigen Verteilung der berechneten mittleren Jahreskonzentrationen für Staub (JOO) für die Partikelgröße PM10 (aerodynamischer Durchmesser < 10 µm) im Umkreis um den Emissionsschwerpunkt (Darstellung als Lageplan unter Verwendung des UTM-Koordinatensystems). Die dem Original zugrunde liegende Farbskala der Staubkonzentration ermöglicht in der hier vorliegenden schwarz-weiß Wiedergabe nur eine qualitative Ergebnisinterpretation.
Diese Berechnungen zeigen u.a. welche Bedeutung einer Feuchthaltung der Betriebswege auf der Deponie, zur Verhinderung von vermeidbaren Staubemissionen, zukommt. Außerhalb des Deponiegeländes liegt in der Regel ab 150 m Entfernung bereits die Irrelevanz nach TA Luft vor (< 1,2 µg/m3 für PM10).

4.2 FFH-Vorprüfung

In der Regel werden bei FFH-Gebieten in weniger als 300 m Abstand zu den Deponieflächen FFH-Vorprüfungen bzw. FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen notwendig. Weiterhin wird angesichts des LKW Verkehrs auch eine nähere Betrachtung von Eutrophierung und Versauerung in den nächstgelegenen FFH-Gebieten gefordert.

Bei der Bewertung werden 3 % der critical loads (ökologische Belastungsschwelle) als Beurteilungswert und 3 eq/(ha*a) sowie 0,1 kg N/(ha*a) als Abschneidekriterien (niedrigere Konzentrationen werden nicht weiter betrachtet) verwendet. Abbildung 5 zeigt die FFH-Gebiete die im Zuge der FFH-Vorprüfung an der Deponie Hubbelrath untersucht wurden.

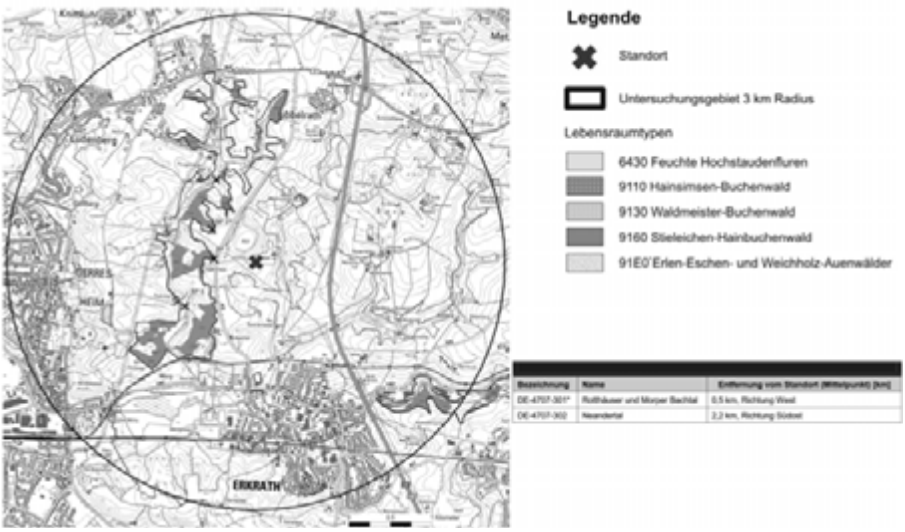


Abb. 5: FFH-Gebiete an der Deponie Hubbelrath.

4.3 Bericht zur Standortuntersuchung, Hydrogeologische Untersuchungen

Hierbei wird bei Projekten mit „Deponie auf Deponie"-Vorhaben in der Regel auf Bestandsunterlagen zurückgegriffen. Sofern erforderlich werden Sondergutachten zur Entwässerung des Bestandskörpers bei erhöhter Auflast erstellt.

4.4 Setzungs- und Standsicherheitsberechnungen

Diese werden von Sweco in der Regel selbst soweit erforderlich erstellt. Die Wechselwirkungen zwischen Altdeponiekörper und Neudeponiekörper sind zu beachten. Dies kann insbesondere Auswirkung auf die konstruktiven Anforderungen an die Dichtsysteme zur Folge haben.

4.5 Landschaftspflegerischer Begleitplan (LBP)

Die LBP werden auf Basis bestehender LBP für den neuen Deponieabschnitt erstellt. Hierbei erbringt Sweco diese Leistung selbst oder erstellt Leitungsverzeichnisse für externe Fachbüros und bindet diese ein.

4.6 Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag

Der artenschutzrechtliche Fachbeitrag bzw. die spezifische Artenschutzprüfung wird auf Basis bestehender Unterlagen (soweit nicht älter als 5 Jahre) für den neuen Deponieabschnitt erstellt. Hierbei erbringt Sweco diese Leistung selbst oder erstellt Leistungsverzeichnisse für externe Fachbüros und bindet diese ein. Bei Erhebungen die älter als 5 Jahre sind, müssen diese in Nordrhein-Westfalen neu durchgeführt werden.

4.7 Visualisierung der Planung / Einsehbarkeit

Sweco arbeitet sowohl mit hochauflösenden Fotomontagen, mit 3D-Modellen in die Luftbilder mit eingebunden werden, als auch komplett mit 3D-Modellen der Deponie zur Visualisierung. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden in Einzelfällen auch 3D-Modelle für Erörterungstermine gedruckt und zur Verfügung gestellt.

5 ERÖRTERUNGSTERMIN UND DIALOG MIT DER ÖFFENTLICHKEIT

Generell bietet Sweco auch immer die frühzeitige Öffentlichkeitsbeteiligung und deren Organisation an. Hierbei werden erfahrene Fachjournalisten von Sweco mit eingesetzt.

5.1 Erörterungstermin

Die Teilnahme am Erörterungstermin erfolgt bei Sweco immer mit mindestens 2 Mitarbeitern. Zusätzlich wird ein Protokoll des Termins für den Auftraggeber erstellt.

5.2 Dialog mit der Öffentlichkeit

Zur gezielten Öffentlichkeitsarbeit hat Sweco ein eigenes EDV-Tool erstellt das sich gestuft je nach den Erfordernissen beim Auftraggeber einsetzen lässt. Dieses wird vom Projektleiter zusammen mit der Öffentlichkeitsbeteiligungsabteilung der Sweco in Bremen betreut.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Generell kann Sweco alle erforderlichen Leistungen zur Umsetzung von „Deponie auf Deponie“-Projekten selbst erbringen und den Antragsteller zielgerichtet zur Erlangung einer zeitnahen Plangenehmigung oder Planfeststellung unterstützen. Die Planfeststellung in Hubbelrath Nord- und Süderweiterung liegt vor und die Deponiebereiche sind im Bau bzw. in Betrieb. Die Deponie Haus Forst ist inzwischen nach der erfolgreichen Planfeststellung zwischenzeitlich ebenfalls in Betrieb gegangen. Für die Deponie Blockland läuft derzeit die Öffentlichkeitsbeteiligung.
Neben diesen Projektbeispielen kann die Sweco auf eine Reihe weiterer vergleichbarer Vorhaben zurückschauen, wobei das Leistungsspektrum jeweils auf die projektspezifischen Rahmenbedingen angepasst wurde.

LITERATUR

UVPG, 2017: UVPG - Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung, Änderungen 2017.
ZDH, 2020: Zentraldeponie Hubbelrath, Süderweiterung, Zukünftiger Bedarf an Deponieraum, URL: https://www.zentraldeponie-hubbelrath.de/suederweiterung.html, zuletzt abgerufen am: 22.07.2020.

Ökonomische und ökologische Bewertung des Deponierückbaus: Fallbeispiele aus Brandenburg

D. Laner
Universität Kassel, Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Kassel, Deutschland

J. Fellner
Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im gegenständlichen Beitrag wird das Online-Werkzeug OnToL zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von Deponierückbauprojekten vorgestellt und die Anwendung zur Bestimmung des Ressourcenpotentials von Altdeponien anhand von zwei Fallbeispielen in Brandenburg illustriert. Die Bewertung der beiden Deponien im Berliner Umland ergibt in Bezug auf das Treibhauspotential Einsparungen gegenüber dem Status quo im Ausmaß von 0,19 bzw. 0,15 Mg CO_2-Äqu./Mg Abfall. Ein positiver Projektbarwert (50 €/Mg Abfall) ergibt sich jedoch nur für eine der beiden Altdeponien. Ein wesentlicher Faktor für die Wirtschaftlichkeit dieses Rückbauprojektes ist der hohe Grundstückspreis am Standort (250 Euro pro m²) in Verbindung mit der vorteilhaften Deponiegeometrie (hohes Fläche-zu-Volumen-Verhältnis), der zu hohen Erlösen durch die Flächenrückgewinnung führt. Dementsprechend stellt diese Deponie eine Ressource dar, die unter den derzeitigen wirtschaftlichen Randbedingungen genutzt werden kann. Insgesamt ermöglicht das Online-Werkzeug eine schnelle und einheitlichen Bewertung als Grundlage zur Identifikation und Entwicklung vielversprechender Deponierückbauprojekte.

1 EINLEITUNG

Die abfallwirtschaftliche Praxis hat dazu geführt, dass sich im Laufe des 20. Jahrhunderts eine große Anzahl von (geordneten und ungeordneten) Abfallablagerungen gebildet hat. Viele dieser „Deponien“ sind inzwischen geschlossen und erfordern eine mehr oder weniger aufwendige Betreuung, damit keine inakzeptablen Umweltbeeinträchtigungen auftreten. In diesem Zusammenhang hat sich der Deponierückbau als eine Strategie zur Minderung von (langfristigen) Umweltgefährdungen etabliert, die auch die Gewinnung von Fläche, Rohstoffen und ggf. Deponievolumen ermöglicht (vgl. Krook et al. 2012). Durch den zunehmenden Landnutzungsdruck in dicht besiedelten Regionen, stellt heute insbesondere auch die Flächenrückgewinnung einen weiteren Anreiz für den Rückbau von Altdeponien dar (Laner et al. 2019).
Trotz der positiven Aspekte des Deponierückbaus, gibt es international nur relativ wenige Beispiele für die erfolgreiche Umsetzung von Rückbauprojekten (Calderón Márquez et al. 2019). Neben anderen Faktoren sind vor allem die hohen Kosten des Deponierückbaus ein Hindernis für Rückbauprojekte. Daher stellt die Bewertung der Wirtschaftlichkeit potentieller Projekte eine wichtige Grundlage für die erfolgreiche Entwicklung von Rückbauprojekten dar. Basierend auf einer detaillierten Bewertung können günstige Voraussetzungen und Randbedingungen für den Deponierückbau identifiziert werden und die finanziellen Risken für das Projekt durch die Änderung bestimmter Faktoren analysiert werden. Vor diesem Hintergrund wurde das frei verfügbare Online-Werkzeug OnToL (https://landfill-mining.at/) entwickelt. Es ermöglicht

eine detaillierte Bewertung ökonomischer und ökologischer Effekte eines Deponierückbauprojektes und basierend darauf eine Analyse der Auswirkungen einer Variation unterschiedlicher Faktoren auf das Ergebnis.
Das Ziel dieses Beitrages ist es die Nutzung von OnToL als Instrument zur Identifikation und Entwicklung vielversprechender Deponierückbauprojekte darzustellen und die Anwendung des Werkzeuges anhand von zwei Altdeponien im Berliner Umland (Deponie Rote Villa und Deponie Schönwalde) zu illustrieren.

2 ONTOL: BEWERTUNG DES RESSOURCENPOTENTIALS VON DEPONIEN

OnToL (Online Tool for the Economic and Ecologic Evaluation of Landfill Mining) ist ein Werkzeug zur ökonomischen und ökologischen Bewertung von Deponierückbauprojekten. Die Bewertung erfolgt grundsätzlich im Vergleich zum Referenzfall des Nicht-Rückbaues, der basierend auf der derzeitigen und geplanten weiteren Bewirtschaftung festgelegt wird. Die ökonomische Bewertung basiert auf der Ermittlung des Projektbarwertes anhand der Bilanzierung abgezinster Zahlungsströme (vgl. Winterstetter et al. 2015, Laner et al. 2019). Die ökologische Bewertung im Rahmen des Werkzeuges erfolgt ausschließlich in Bezug auf Treibhausgasemissionen, die sowohl als direkte Emissionen (in Verbindung mit der Bewirtschaftung bzw. dem Rückbau der Deponie) als auch als indirekte Emissionen (über den gesamten Lebenszyklus der verbrauchten und erzeugten Material- und Energieflüsse) berücksichtigt werden (vgl. Laner et al. 2016). Die Basis für die Modellierung stellen Mate-rial- und Energiebilanzen dar, die für spezifisch jedes Rückbauprojekt (bzw. den Referenzzustand) nach der Methode der Materialflussanalyse (Brunner und Rechberger 2016) durch das Werkzeug erstellt werden (vgl. Abb. 1).

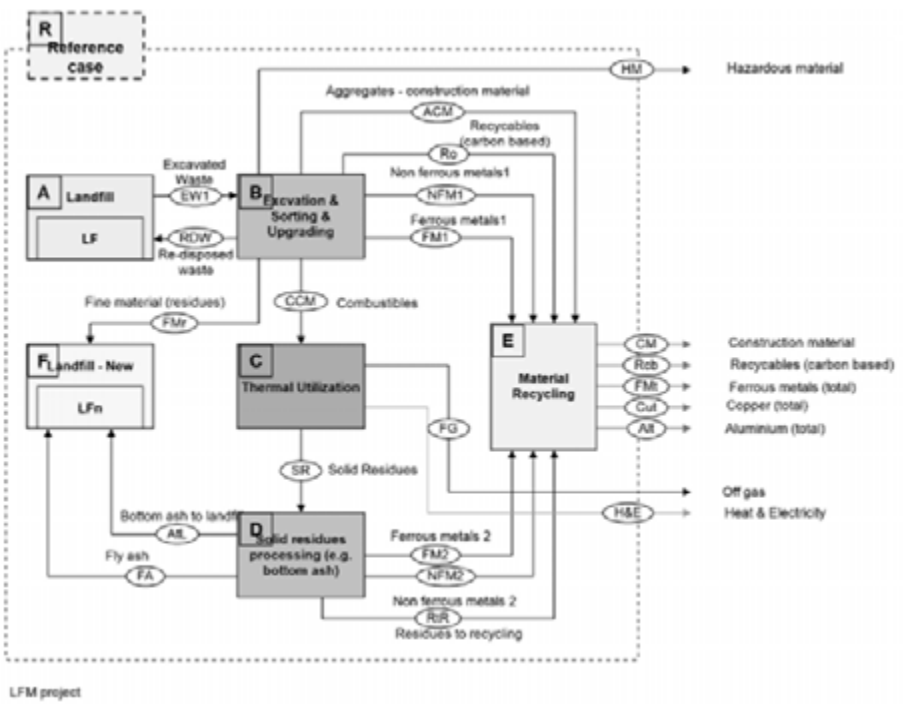


Abb. 1: Schematische Struktur des Materialflussmodells für die Bewertung mit OnToL (Quelle: OnToL Manual, Version 1.2.4).

In Abb. 1 ist beispielhalft die Struktur des Materialflussmodells einer Bewertung in OnToL dargestellt. Im Rahmen der Bewertung werden alle Material- und Energieflüsse bestimmt und anschließend die damit verbundenen Kosten bzw. Erlöse (Ökonomie) sowie die Treibhausgasemissionen (Ökologie) bestimmt. Als Ergebnisse der ökomischen Bewertung werden die Barwerte der Kosten, der vermiedenen Kosten (bezogen auf den Referenzfall), der Erlöse und der vermiedenen Erlöse (bezogen auf den Referenzfall) berechnet und daraus der Netto-Barwert des Rückbauprojektes in Euro ermittelt (Net Present Value (NPV) = Erlöse + vermiedene Kosten – Kosten – vermiedene Erlöse). Die Treibhausgasbilanz wird nach dem gleichen Berechnungsschema ermittelt und resultiert in einem Netto-Beitrag des Projektes zur globalen Erwärmung, der durch das Treibhauspotential über 100 Jahre in Form von CO_2-Äquivalenten ausgedrückt wird. Für eine weitergehende Darstellung der zugrundeliegenden Methoden und Berechnungsansätze wird auf Laner et al. (2016), Laner et al. (2019) und Winterstetter et al. (2015) sowie auf das OnToL Benutzerhandbuch (zum Download verfügbar unter (https://landfill-mining.at/) verwiesen.

3 FALLSTUDIEN

Die Deponie Rote Villa wurde 1991 geschlossen und liegt im Landkreis Havelland am Rand der Stadt Falkensee. Auf der Deponie wurden ca. 370.000 Tonnen Abfall (Hausmüll, Bauschutt, Erdaushub, Asche, gefährliche Abfälle) zwischen 1920 und 1990 auf einer Fläche von knapp 3 Hektar abgelagert. Sickerwasser und Deponiegas werden nicht gefasst. Derzeit erfolgt eine Zwischennutzung als Standort für eine Photovoltaikanlage. Die Deponie Schönwalde-Glien wurde ebenfalls 1991 geschlossen und befindet sich in zentraler Lage in der Gemeinde Schönwalde. Auf dieser Deponie wurden von 1984 bis 1991 ca. 23.000 Tonnen Abfall (Bodenaushub, Bauschutt, Hausmüll, Schrott) auf einer Fläche von ca. 8.000 m² abgelagert. Auch diese Deponie verfügt über Sickerwasser- und Deponiegasfassung. Die Grundstückspreise in der Deponieumgebung liegen an beiden Standorten zwischen 250 bis 400 Euro pro m². Die ökonomischen und ökologischen Effekte des Rückbaues der beiden Deponien wurden basierend auf Daten zur Abfallzusammensetzung (und damit verbundenen Restemissionspotentiale), für die Sortierung und Aufbereitung des ausgegrabenen Abfalls mit einer mobilen Anlage, sowie unter Annahme typischer Kosten und Erlöse bzw. Treibhausgasintensitäten anhand von OnTol bewertet. Die Ergebnisse der Bewertung sind jeweils für den Projektbarwert und den Beitrag zur globalen Erwärmung in Abb. 2 dargestellt.

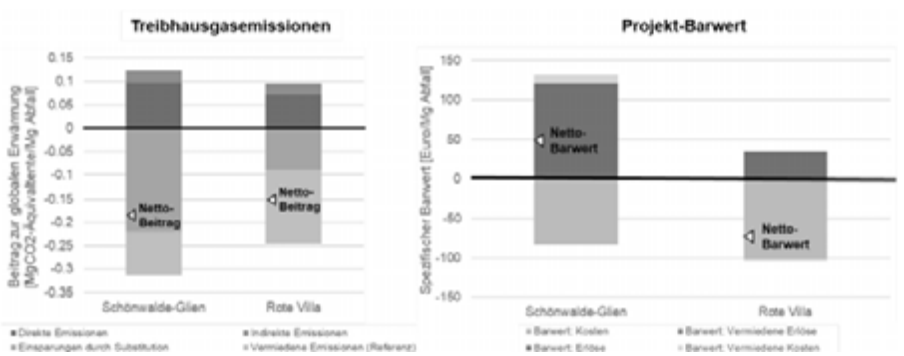


Abb. 2: Beitrag zur globalen Erwärmung (links) und Barwerte (rechts) der beiden Deponierückbauprojekte „Schönwalde-Glien“ und „Rote Villa“.

Beide Deponierückbauprojekte resultieren in einer Netto-Einsparung von Treibhausgasemissionen von 0,19 Mg CO_2-Äqu./Mg Abfall im Fall für Schönwalde-Glien und 0,15 Mg CO_2-Äqu./Mg Abfall für Rote Villa (siehe Abb. 2). Hauptverantwortlich für die erzielten Einsparungen ist einerseits die Vermeidung von Deponiegasemissionen im Referenzfall (vermiedene Emissionen (Referenz) in Abb. 2) und andererseits die Einsparung von Treibhausgasmissionen beim Recycling (v.a. durch die Schrottverwertung bei der Deponie Schönwalde-Glien). In Bezug auf die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaues ergibt sich für die beiden Deponien ein unterschiedliches Bild. Der Rückbau der Deponie Schönwalde-Glien resultiert in einem Netto-Projektbarwert von 50 Euro/Mg ausgegrabenem Material, d.h. die abgezinsten Erlöse sind höher als die abgezinsten Kosten. In erster Linie ist das auf die Erlöse aus dem Landverkauf (geringe Schüttmächtigkeit der Deponie und hoher Grundstückswert von 250 Euro/m²) sowie auch die Erlöse durch den Schrottverkauf zurückzuführen. Im Gegensatz dazu ergibt sich für den Rückbau der Deponie Rote Villa ein negativer Barwert von ca. -67 Euro/Mg ausgegrabenem Material, obwohl auch hier ein hoher Grundstückswert am Standort vorliegt. Der Grund für die schlechtere Wirtschaftlichkeit liegt zum einen am ungünstigeren Fläche-Volumen-Verhältnis (höhere Schüttmächtigkeit) und zum anderen an den höheren Kosten der Abfallentsorgung bedingt durch den höheren Anteil gefährlicher Abfälle verbunden mit geringeren Materialerlösen durch niedrigere Schrottanteile im Abfall. Somit stellt die Deponie Schönwalde-Glien eine Ressource dar, da sie unter aktuellen wirtschaftlichen Bedingungen rückgebaut werden kann. Die Deponie Rote Villa wäre hingegen erst beim 4,5-fachen Grundstückswert oder dem 7,3-fachen Erlös aus dem Schrottverkauf wirtschaftlich rückbaubar und stellt daher keine nutzbare Ressource dar.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Das Onlinewerkzeug OnToL ist frei im Internet verfügbar und bietet die Möglichkeit einer schnellen und einheitlichen Bewertung der Wirtschaftlichkeit und Treibhausgasbilanz von Deponierückbauprojekten. Am Beispiel von zwei Altdeponien im Berliner Umland wurde die Anwendung des Werkzeuges illustriert und wesentliche Faktoren für die Ökologie und Ökonomie der Rückbauprojekte identifiziert. Basierend auf der durchgeführten Bewertung kann die Deponie Schönwalde-Glien als abbauwürdig (=Ressource) eingestuft werden, wohingegen die Deponie Rote Villa unter aktuellen und absehbaren Randbedingungen nicht wirtschaftlich rückbaubar ist.

LITERATUR

Brunner, P. H. and H. Rechberger (2016). Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers. Boca Raton London New York, CRC Press - Taylor & Francis Group.

Calderón Márquez, A. J., P. C. Cassettari Filho, E. W. Rutkowski and R. de Lima Isaac (2019). "Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development." Journal of Cleaner Production 226: 1102-1115.

Krook, J., N. Svensson and M. Eklund (2012). "Landfill mining: A critical review of two decades of research." Waste Management 32(3): 513-520.

Laner, D., O. Cencic, N. Svensson and J. Krook (2016). "Quantitative Analysis of Critical Factors for the Climate Impact of Landfill Mining." Environ Sci Technol 50(13): 6882-6891.

Laner, D., J. L. Esguerra, J. Krook, M. Horttanainen, M. Kriipsalu, R. M. Rosendal and N. Stanisavljević (2019). "Systematic assessment of critical factors for the economic performance of landfill mining in Europe: What drives the economy of landfill mining?" Waste Management 95: 674-686.

Winterstetter, A., D. Laner, H. Rechberger and J. Fellner (2015). "Framework for the evaluation of anthropogenic resources: A landfill mining case study – Resource or reserve?" Resources, Conservation and Recycling 96(0): 19-30.

Das Interreg-Projekt COCOON – Erfahrungsaustausch auf dem Gebiet des Deponiemanagements

U. Stock
Landesamt für Umwelt Brandenburg, Abteilung Technischer Umweltschutz 1, Potsdam, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Landesamt für Umwelt Brandenburg ist Partner im EU-Interreg-Projekt COCOON. Im Rahmen dieses Projektes fand ein Erfahrungsaustausch zu Fragen des Deponiemanagements statt. Es wurde ein Bericht mit Daten zum Deponiewesen erarbeitet und gute Praxisbeispiele der Errichtung und des Betriebs von Deponien zusammengetragen. Die Partner haben Pläne aufgestellt, gute Erfahrungen der Partner im eigenen Zuständigkeitsbereich zu nutzen. Die Teilnahme an dem Projekt ermöglicht den Projektpartnern, Einblick in den Stand der Entwicklung des Deponiewesens der Partner zu erhalten, von den guten Erfahrungen der Partner zu profitieren und neue Blickweisen auf die Strategien im Umgang mit Deponien zu entwickeln.

1 EINLEITUNG

Das Landesamt für Umwelt Brandenburg ist Partner in einem Projekt des EU-Interreg-Programms mit der Kurzbezeichnung COCOON. Diese Abkürzung steht für „Consortium for a coherent European Landfill management and mining“.

2 PROJEKTPARTNER, PROJEKTABLAUF UND ERGEBNISSE

2.1 Projektpartner

Die Projektpartner sind in der Tabelle 1 aufgelistet.

2.2 Projektablauf, Ergebnisse

Das Projekt wird in 2 Phasen durchgeführt:
Phase 1: Interregionales Lernen (2017-2019):
Erfahrungsaustausch zwischen den Projektpartnern
Am Ende der Phase: Aufstellung eines regionalen Aktionsplanes

Phase 2: Monitoring der Aktionspläne (2020-2021)
Monitoring der Umsetzung der Maßnahmen aus den Aktionsplänen

Phase 1 ist abgeschlossen, Gelegenheit, eine erste Bilanz zu ziehen.

1. Erfahrungsaustausch, voneinander lernen
Der Erfahrungsaustausch wurde in 9 Partnermeetings realisiert. Ab dem 4. Treffen stand jedes Meeting unter einem thematischen Schwerpunktthema (siehe Tabelle 2). Die Meetings wurden zur Durchführung von Workshops und Standortbesichtigungen genutzt (Interreg Europe COCOON 2020).

Tab. 1: COCOON-Projektpartner.

	Partner	Staat	Aufgabenspektrum
1	i-cleantechvlaanderen	Belgien	Consultingbüro (Leadpartner)
2	Public waste agency of Flanders (OVAM)	Belgien	dem Umweltministerium der Region Flandern nachgeordnete Fachbehörde
3	WasteServ Malta (WSM)	Malta	Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger für die Republik Malta, Deponiebetreiber
4	Department of Environment (DOE), Ministry of Agriculture, Rural Development and Environment	Zypern	Umweltabteilung des Ministeriums für Landwirtschaft, ländliche Entwicklung und Umwelt
5	Rijkswaterstaat (RWS)	Niederlande	dem Umweltministerium der Niederlande nachgeordnete Fach- und Vollzugsbehörde
6	State Office for Environment of the State of Brandenburg (LfU)	Deutschland	dem Umweltministerium Brandenburgs nachgeordnete Fach- und Vollzugsbehörde
7	Environment and Resources Authority (ERA)	Malta	dem Umweltministerium Maltas nachgeordnete Fach- und Vollzugsbehörde
8	Sanitation Cordoba (SADECO)	Spanien	Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger der Stadt Cordoba

2. Report on mapping („Kartierungsbericht“)

Tatsächlich handelt es sich um einen Bericht über die Situation des Deponiemanagements und der Abfallwirtschaft in den Partnerstaaten. Der Bericht enthält umfangreiches Zahlenmaterial und Informationen über die rechtlichen Regelungen zur Abfallwirtschaft in den Partnerregionen. Er endet mit Schlussfolgerungen zum Umgang mit den stillgelegten Deponien in der Europäischen Union.
Der Bericht kann von der Webseite des Projektes heruntergeladen werden (Interreg Europe 2020).

3. Good practice examples (“Gute Praxis-Beispiele”)

Die Partner hatten sich zu Projektbeginn das Ziel gestellt, 50 Beispiele guter Praxis des Deponiemanagements (Errichtung und Betrieb von Deponien, Finanzierungsstrategien, Nachsorge oder Nachnutzung von Deponien) zu dokumentieren.

Mit Abschluss der 1. Projektphase sind auf der COCOON-Webseite 59 Gute-Praxis-Beispiele beschrieben (Interreg Europe COCOON 2020).
(SADECO: 4, LfU: 25, OVAM: 10, RWS: 13, ERA/WSM: 5, DOE: 2)

Hier eine kleine Auswahl aus den Gute-Praxis-Beispielen:

- SADECO: Sanierung der Deponie „La Pitilla“, Geophysikalische Untersuchung von Sickerwasseransammlungen in Siedlungsabfalldeponien.
- OVAM: Abfallablagerung und Deponie-Steuersystem in Flandern.
- Rijkswaterstaat: Methanabbausysteme für die biologische Behandlung von Schwachgas, Sanierung zweier Deponiestandorte durch Rückbau (Amersfoort).
- LfU: CHARM: Messung von Methankonzentrationen in Deponiegas vom Helikopter, Oberflächenabdichtung einer Deponie mit elektronischer Leckortung.
- ERA/WSM: Sanierung der Deponie Qortin, Marsascala Family Park: Umwandlung einer Deponie in einen Freizeitpark.

Tab. 1: COCOON-Partnermeetings.

Nr.	time	in	hosted by	Thematic seminar
1	2/2017	Mechelen	OVAM	
2	6/2017	Marsa	ERA	Best practices on mapping, closure of non-engenineered landfills
3	9/2017	Potsdam	LfU	
4	2/2018	Cordoba	SADECO	Environmental aspects of landfill operation
5	6/2018	Utrecht	Rijkswater-staat	Interim landfill use
6	9/2018	Larnaca	DOE	Financial aspects of LfM projects
7	2/2019	Potsdam	LfU	Landfill gas extraction and water recuperation in LfM projects
8	7/2019	Mechelen	Cleantech-flanders	Recycling technologies in LfM projects
9	11/2019	Sliema	WasteServ	Economic and legal aspects of LfM projects

4. Action plans („Aktionspläne“)

Mit Vertragsunterzeichnung verpflichteten sich die Partner, am Ende der 1. Phase einen Aktionsplan erstellen.

Im Aktionsplan sind Maßnahmen zu beschreiben, die der Partner in seinem eigenen Verantwortungsbereich umsetzen möchte, die er bei den anderen Partnern kennen gelernt hat und als besonders vorbildlich empfindet.

Beim 8. und 9.Treffen in Mechelen bzw. auf Malta stellten die Partner die Ideen für die Aktionspläne mit insgesamt 16 Aktionen vor.

Beispiel Andalusien:

- Entwicklung einer Deponiekarte (inspiriert von LfU „ALKAT“ und OVAM „Flaminco“), sowie
- Sanierung der Deponie Baena (inspiriert von LfU „Case Klausdorf“).

Beispiel LfU:

- Untersuchung der finanziellen Machbarkeit von Deponierückbauprojekten zum Zwecke der Gewinnung von Grund und Boden durch Anwendung des Tools „Ontol“.

5. Nebeneffekte

Mitglieder von COCOON, so auch der Autor, waren zur Teilnahme am 2. „Enhanced Landfill Management“-Seminar im Europäischen Parlament eingeladen.

Diskussionsschwerpunkte waren

- die Deponiephilosophie des „dynamischen Deponiemanagement“,
- die Einführung von „landfill mining“ in die EU-Abfallgesetzgebung und
- das Ende der Deponienachsorge.

Der belgische Projektpartner OVAM hatte die TU Wien beauftragt, ein Tool zur Berechnung der Wirtschaftlichkeit von Deponierückbaumaßnahmen zu entwickeln. OVAM bat LfU bei der Projektumsetzung um fachliche Unterstützung. Dies führte zu Kontakten zum Bereich Abfallwirtschaft und Ressourcenwirtschaft der TU Wien und der Bekanntschaft mit dem Tool „Ontol“.

Für die Aufstellung des Aktionsplans sollte sich letzteres als sehr hilfreich erweisen.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN AUS DEM PROJEKT

Neben all den in Gestalt von Berichten, Präsentationen etc. vorliegenden Arbeitsergebnissen bestand der besondere Wert der Projektteilnahme in der Möglichkeit, einen

Einblick in den Stand des Deponiewesens in Mitgliedstaaten der EU, in die Herangehensweise an Fragen des Deponiemanagements zu erhalten und zu einem fachlichen Austausch zu kommen.

Im Folgenden möchte der Autor seine persönlichen Schlussfolgerungen aus der Projektteilnahme für die Entwicklung des Deponiewesens darlegen.

Nach Auffassung des Autors nimmt das Deponiewesen jeder Abfallwirtschaft einen etwa gleichen Entwicklungsverlauf, der sich wie in Abb. 1 dargestellt beschreiben lässt.

Stufe	Die Stufe ist gekennzeichnet durch …
Deponie 1.0	Entfernung des Abfalls aus den Siedlungen aus gesundheitspolizeilicher Sicht. Einzige Anforderung: Die Deponie befindet sich außerhalb der Stadtgrenzen.
Deponie 2.0	Der Abfall wird gefährlicher (Einzug der Chemie) → Erste Regulierungen (Standort, Betrieb, Stilllegung), Entstehung eines Zulassungswesens → Jede Stadt, jedes Dorf hat eine Deponie (500.000 in den EU Mitgliedstaaten)
Deponie 3.0	Wachsendes Umweltbewusstsein → Entwicklung des Standes der Technik von Deponieerrichtung und Abfallbehandlung → Basis- und Oberflächenabdichtung werden Standard im Deponiebau
Ist die Deponie 3.0 das Ende der Deponieentwicklung? Nein. Die derzeit praktizierte ICM-Methode (isolate-control-monitoring) produziert Deponien, die aus einem Deponiekörper mit konserviertem Schadstoffpotential und Dichtungssystemen mit begrenzter Lebensdauer bestehen.	
Deponie 4.0	Ewig sichere Deponie, verbunden mit der Nutzung des Potentials der Deponien (Material, Energie, Grund und Boden) → **dynamisches Deponiemanagement**

Abb. 1: Entwicklungsstufen der Abfalldeponien.

Das Niveau Deponie4.0 kann auf folgenden Wegen erreicht werden:
- vollständige Inertisierung der Deponiekörper,
- Entwicklung von über geologische Zeiträume haltbaren Dichtungssystemen, die eine Schadstoffelution sicher ausschließen,
- Entledigung der Deponie durch Deponierückbau (z.B. Landfill mining) und
- organisatorische und finanzielle Sicherstellung eines ewigen Reparaturbetriebs.

Dem Autor sind weder Dichtungssysteme mit unendlicher Haltbarkeit noch Forschungen bekannt, die die Entwicklung solcher Dichtungssysteme anstreben.
Verfahren zur Inertisierung der Deponiekörper wurden entwickelt, konnten sich im deutschen Deponiewesen jedoch nicht durchsetzen.
Die derzeit realistische Variante, zur dauerhaft sicheren Deponie zu kommen, ist die gesetzliche und finanzielle Implementierung eines dauerhaften Reparaturbetriebes.

Im Weiteren soll der Frage nachgegangen werden, auf welcher Stufe sich das Deponiewesen befindet.

Europa
Die Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb von Deponien sind in der „Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien“ (Europäische Union 1999) dargelegt.

Die Richtlinie erhebt für die Deponien für gefährliche und nichtgefährliche Abfälle geologische Barriere und Basisabdichtung zum Standard. Das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung wird in die Entscheidung der Mitgliedstaaten gestellt. Ansätze zur Schadstoffentfrachtung der Deponiekörper sind in Form von Anforderungen zur Reduzierung des Anteils von biologisch abbaubaren Abfällen rudimentär enthalten. Ob die Richtlinie den Weg zur Deponie3.0 weist, hängt ganz wesentlich von der Umsetzung in den einzelnen Mitgliedstaaten ab.

Keine Anforderungen enthält die Richtlinie an die Stilllegung der zahlreichen, nicht mehr benötigten oder der bereits stillgelegten Deponien und Abfallablagerungen. Nach einer Schätzung der EU-Kommission gibt es im EU-Gebiet (einschließlich UK) davon ca. 500.000. Auf eine Anfrage von MdE Hilde Vautmans (ALDE) antwortete die Kommission, dass sie keine Strategie im Umgang mit diesen stillgelegten Deponien und keine Vorstellung von den Kosten habe.

Deutschland

Die deutsche Deponiephilosophie folgt dem Multibarrierenkonzept (Stief 1986). Dies beinhaltet u.a. eine geologische Barriere sowie ein Basis- und Oberflächenabdichtungssystem. Die Beseitigung biologisch abbaubarer Bestandteile durch Abfallbehandlung mit dem Ziel der Inertisierung des Deponiekörpers ist seit dem 01.06.2005 obligatorisch.

Deutschland hat die Stufe Deponie3.0 vollständig erreicht. An die im Deponiebau eingesetzten Materialien werden hohe Anforderungen erhoben, die Funktionsfähigkeit über einen Zeitraum von 100 Jahren ist in Zulassungsverfahren nachzuweisen. 8 Richtlinien und 34 Zulassungen der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung für Kunststoffdichtungsbahnen und Geokunststoffe sowie 24 „Bundeseinheitliche Qualitätsstandards“ und 9 „Bundeseinheitliche Eignungsbeurteilungen“ der LAGA-ad-AG-Deponietechnik für sonstige Deponiebaustoffe garantieren den hohen Standard des Deponiebaus in Deutschland.

Das deutsche Regelsystem wurde in der Annahme entwickelt, dass mit der Aufbringung der Abdichtungssysteme die Langzeitsicherheit der Deponien gewährleistet sei. Folglich könne man nach einer ausreichend langen Nachsorgezeit die Überwachung einstellen und die Deponien aus der abfallrechtlichen Überwachung entlassen. Finanzielle Vorsorge für die Zeit danach muss nicht mehr getroffen werden.

Diese Sichtweise gerät zunehmend in die Diskussion, denn auch 100 Jahre sind einmal vorbei. Der Deponiekörper mit seinem durch die Abdichtungssysteme konserviertem Schadstoffgehalt existiert dann aber immer noch.

Eine von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall eingesetzte Arbeitsgruppe hat festgestellt, dass es Sachverhalte gibt, die einer Beendigung der Nachsorgephase entgegenstehen (Fabian 2018). Als kritisch wird insbesondere die Sicherung der dauerhaften Standsicherheit der Deponien und der Abdichtungssysteme gesehen.

Aus der Sicht des Autors sind perspektivisch die rechtlichen Regelungen in Richtung der Gewährleistung eines „dauerhaften Reparaturbetriebes“ umzustellen. Die Überwachungsbefugnisse und die finanzielle Vorsorge müssen so geregelt werden, dass Reparaturen langfristig gewährleistet sind.

Dies wird durch Verschärfung der Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge allein nicht gelingen, sondern lediglich dazu führen, dass die gegenwärtigen Regelungen zur Beendigung der Nachsorgephase ins Leere laufen. Man sollte sich von der idealisierten Vorstellung der dauerhaft sicheren Deponie verabschieden.

„Andere“ Staaten der EU (hier: Spanien, Zypern, Malta)
Viele Mitgliedstaaten der EU befinden sich auf dem Weg von der Deponie2.0 zur Deponie3.0. Wie weit sie auf diesem Wege vorangeschritten sind, können die Vertreter dieser Staaten sicher am besten selbst beurteilen.
Der Autor konnte sich während der COCOON-Meetings von den Bemühungen der Projektpartner überzeugen, die betriebenen Deponien dem Standard der Europäischen Deponierichtlinie anzupassen (das schließt auch die Errichtung von Behandlungsanlagen ein) und stillgelegte Deponien zu sanieren. Die besichtigten Deponien und Anlagen brauchen überwiegend den Vergleich mit dem Stand der Technik nicht zu scheuen.

Rückschlüsse auf den Stand der Abfallwirtschaft und des Deponiewesens lassen sich aus den zur Erarbeitung des Mapping Reports erhobenen Daten zur Menge der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle und der Zahl der betriebenen Deponien ableiten. In Flandern, den Niederlanden und Brandenburg beträgt der Anteil der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle ca. 1 % des Gesamtaufkommens an Siedlungsabfällen, bei den anderen Partnern ist dieser Anteil deutlich höher (Andalusien 55 %, Zypern 76 %, Malta 80 %).
Die Zahl der noch betriebenen Deponien ist in allen Partnerregionen klein. Das lässt sich dahingehend interpretieren, dass sich alle Partner auf dem Weg zur Deponie3.0 befinden.

Niederlande und Belgien

Beide Länder haben gemeinsam, dass bei vergleichbarem Stand der Deponietechnik andere Sichtweisen auf den Umgang mit Deponien in der Zukunft als in Deutschland entwickelt wurden.

Das deponietechnische Regelwerk in den **Niederlanden** weicht in 2 bemerkenswerten Sachverhalten vom deutschen Regelwerk ab.

1. Auf dem Weg zur Absicherung des „dauerhaften Reparaturbetriebs“
Jeder Deponiebetreiber in den Niederlanden muss Mitglied einer Fondgesellschaft werden, die die Nachsorge der Deponien übernimmt. Träger der Fondgesellschaften sind die Provinzen. Die Deponiebetreiber müssen Mittel in einer von den Provinzen festgelegten Höhe in den Fond einzahlen, sodass die Nachsorge der Gesamtheit der Deponien in der Provinz einschließlich Reparaturarbeiten zeitlich unbegrenzt bestritten werden können. Von dieser Regelung sind alle Deponieinhaber, auch die öffentlich-rechtlichen, betroffen.

Nach Auffassung des Autors bietet diese Regelung gegenüber der deutschen Praxis eine Reihe von Vorteilen.
- Die Durchführung der Nachsorge ist nicht mehr vom finanziellen Leistungsvermögen und vom finanziellen Leistungswillen des einzelnen Deponieinhabers abhängig. Insolvenzen einzelner Deponiebetreiber werden abgefedert und belasten die öffentliche Hand nicht.
- Die Lasten der Nachsorge werden von der Gemeinschaft der Deponiebetreiber der Provinz getragen. Insgesamt dürfte die Belastung des einzelnen Deponiebetreibers geringer ausfallen als wenn jeder einzelne Deponiebetreiber das finanzielle Risiko allein trägt. Insoweit ähnelt das Fondmodell einer Versicherung.
- Die Durchführung der Nachsorge wird in den Rang einer staatlichen Aufgabe erhoben, ist somit klar geregelt und auf lange Zeit gesichert.

2. Inertisierung der Deponiekörper
Auf der Basis einer als Greendeal „sustainable landfill management“ (Kattenberg et.al. 2013) bezeichneten Regelung wird angestrebt, durch Behandlung (Belüftung, Infiltration von Wasser), den Deponiekörper soweit zu inertisieren, dass die Sicherung der Deponien unter Verzicht auf eine Oberflächenabdichtung (oder zumindest Vereinfachung der Anforderungen) durchgeführt werden kann. Der Deal besteht also in „Deponiekörperbehandlung gegen Verzicht auf Oberflächenabdichtung“. Dazu laufen 3 Pilotprojekte, deren Ergebnisse 2026 vorliegen sollen (Interreg Europe COCOON 2020, Kattenberg et.al. 2013).
Eine solche Anpassung der Deponiephilosophie wurde auch in Deutschland vorgeschlagen (Stegmann et al. 2006), fand aber keinen Eingang in die Deponieverordnung.

Es erscheint dem Autor auch für die Entwicklung der deutschen Deponiephilosophie lohnenswert, die Arbeit der niederländischen Kollegen zu verfolgen. Interessant dürfte die Klärung solcher Fragen sein, wie weit der biologische Abbau vorangetrieben werden soll, um welche „Belohnung“ in Form der Reduzierung der Oberflächenabdichtung zu erhalten. Auch ist der Erfolg der Pilotprojekte von Interesse.

In **Belgien** orientiert man sich, gestützt auf einige gesetzliche Grundlagen der flandrischen Regionalregierung (Soil remediation decree) sehr stark auf den Rückbau von Deponien.

Die Motive, Deponierückbauprojekte durchzuführen, können folgende sein:
- Beseitigung einer von der Deponie ausgehenden Gefahr,
- Deponierückbau als Alternative zur herkömmlichen Sicherung,
- Gewinnung von Rohstoffen und Materialen (Landfill mining) und
- Gewinnung von Grund und Boden.

Durch das Verschwinden einer Deponie verschwindet auch deren Gefährdungspotential, wenn damit auch die Vernichtung des Schadstoffpotentials der Abfälle einhergeht. Somit stellt der Deponierückbau eine Alternative zur Sicherung durch Oberflächenabdichtung und damit einen Weg zur Deponie4.0 dar. Aber auch die Verlagerung des Schadstoffpotentials an einen besser zu sichernden oder weniger sensiblen Standort kann zu einer Verbesserung der Situation führen.
Der Rückbau einer Deponie ist zwar die nachhaltigere, aber auch bedeutend teurere Variante der Deponiesanierung.

Die belgischen Kollegen in Kooperation mit wissenschaftlichen Einrichtungen anderer Mitgliedstaaten der EU (Eurelco 2020) sehen in den Deponien ein bedeutendes Rohstoffpotential („Landfill mining“). Auch hat die Gewinnung von Grund und Boden in einem dicht besiedelten Land wie Belgien einen höheren Stellenwert als beispielsweise in Brandenburg. Sie stimmen mit ihren deutschen Kollegen aber auch in der Bewertung überein, dass der Deponierückbau als Methode zur Gewinnung von Rohstoffen gegenwärtig nicht wirtschaftlich ist.

In Belgien werden Forschungsvorhaben, überwiegend gefördert durch Mittel der Europäischen Union, umfangreich initiiert, die das Ziel haben, die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus zu verbessern („Enhanced landfill mining“). Dies soll durch verbesserte Aufbereitungstechnologie und Untersuchungsmethoden zur Abfallzusammensetzung erfolgen. Als Grundlage eines erfolgreichen Deponierückbaukonzeptes wird die gründliche Erkundung der Deponie gesehen (Winterstetter et al. 2018).

LITERATUR

Eurelco (2020): European enhanced Landfill Mining Consortium. https://eurelco.org/. Letzter Zugriff: 22.07.2020.

Europäische Union (1999): Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 182/1 vom 16.07.1999.

Fabian, F. (2018): Eckpunkte zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge – was ist zu beachten? 28. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2018, 18./19.10.2018, Tagungsband.

Interreg Europe COCOON (2020): Consortium for a Coherent European Landfill management Strategy. https://www.interregeurope.eu/cocoon/. Letzter Zugriff: 22.07.2020.

Kattenberg, W.J., Van der Sloot, H.A., Heimovaara, T.J. (2013): New Dutch legislation to allow research of natural biodegradation at landfills, 14. International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinien, 30.09.-04.10.2013.

Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Willand, A. (2006): Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. Abschlussbericht des UFOPLAN-Vorhabens 204 34 237.

Stief, K. (1986): Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien, Müll und Abfall, Heft I, 1986, Erich Schmidt Verlag Berlin.

Winterstetter, A., Wille, E., Nagels, P., Fellner, J. (2018): Decision making guidelines for mining historic landfill sites in Flanders, Waste management 77 (2018), 225-237, Elsevier Ltd.

Mechanische Abfallbehandlungsanlage der Zukunft

A. Curtis & R. Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Um die Digitalisierung in den Abfallbehandlungsanlagen vorantreiben zu können, muss zunächst ein tieferes Verständnis über das Verhalten von Abfallbehandlungsmaschinen als auch über das zu verarbeitende Material erlangt werden. Die Kenntnis wie sich Maschinen und Stoffströme gegenseitig beeinflussen, ist eine notwendige Voraussetzung zur sensorischen Überwachung dieser, und in weiterer Folge zur dynamischen Steuerung dieser Abfallbehandlungsanlagen. Heterogene Abfallströme, weisen schwierige Schütteigenschaften auf. Eine Folge daraus, in Kombination mit z.B. maschinenspezifischen Faktoren, sind oft stark schwankende Stoffströme (Volumen- und Massenströme). Zur Ermittlung der Ursachen von Stoffstromschwankungen, wurden Versuche in einer Abfallbehandlungsanlage und in einer Technikumsanlage (Technikums Linie 4.0), unter Verwendung nicht gefährlicher fester Abfälle (gemischte Gewerbeabfälle), durchgeführt. Um den Einfluss von Schwankungen auf die Leistung von Sortiermaschinen zu quantifizieren, wurden Experimente mit SBS (sensor based sorting) Maschinen, unter Verwendung von Verpackungsabfällen, durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Um die Ziele der Kreislaufwirtschaft zu erreichen, müssen erhebliche Verbesserungen bei der Verarbeitung/Behandlung nicht gefährlicher fester Abfälle, vorgenommen werden. Große Defizite bei der Digitalisierung mechanischer Abfallbehandlungsanlagen (Smart Waste Factory), bieten ein großes Verbesserungspotential. Das Konzept der Smart Waste Factory folgt verschiedenen Ansätzen, von der Materialflussüberwachung und -regulierung, über die Anwendung neuer Sensortechnologien (LIPS, TERRA-Hertz), Kommunikation von Maschine zu Maschine, bis hin zum Einsatz neuer Aktuatortechnologien in Form von Robotik (Sarc et al., 2019a), was zur Steigerung der Kapazität und Sortiereffizienz, sowie der Qualität der recycelten Materialien (Feil und Pretz, 2018) führen soll.
Die Echtzeit-Materialflussüberwachung (Volumen- und Massenfluss, Materialzusammensetzung), wird in sehr wenigen Anlagen durchgeführt, wobei ein erhebliches Potenzial zur Verbesserung der Anlagenleistung, verschwendet wird. Schwankungen der Volumen- und Massenströme, haben große Einflüsse auf die Maschinen- und Anlagenleistung, sowie auf die Qualität der gewonnenen Wertstoffe (Feil und Pretz, 2018). So ist die Sortierleistung von SBS-Maschinen umso schlechter, je höher die Belegungsdichte auf einem Förderband ist (Küppers et al., 2020). Schwankungen können durch den unregelmäßigen Materialaustrag einzelner Maschinen wie Trommelsiebe, oder durch die diskontinuierliche Beschickung der Anlagen mit radmobiler Fördertechnik wie Radladern, verursacht werden (Feil und Pretz, 2018).
Im Folgenden werden drei Case Studies zur Echtzeit Stoffstromüberwachung, vorgestellt.

2 CASE STUDIES - UNTERSUCHUNGEN FÜR EINE "SMART WASTE FACTORY"

2.1 Materialaufbereitung und Online-Überwachung in einer Abfallbehandlungsanlage

Um Schwankungen bezüglich des Durchsatzes zu quantifizieren, wurde die zeitaufgelöste materialunabhängige Bandbelegungsdichte in einer Abfallbehandlungsanlage, mittels einer über einem Förderband montierten HSI (hyper spectral imaging) NIR-Kamera, gemessen. Die Anzahl der aufgezeichneten Falschfarbenpixel ist (mit einer geringen Materialschichtdicke) proportional zur Materialbelegungsdichte (occupation density OD). Das Versuchsmaterial war Gewerbeabfall aus der Steiermark und enthielt ein großes Material- und Kornspektrum, was nach Feil und Pretz (2018), Khodier et al. (2019) und Weißenbach (2019) charakteristisch ist für gemischte Gewerbeabfälle.
In Abbildung 1 ist der Verlauf der Bandbelegung für ein Zeitintervall von 25 Minuten, unter Verwendung von gleitenden Durchschnitten, dargestellt.

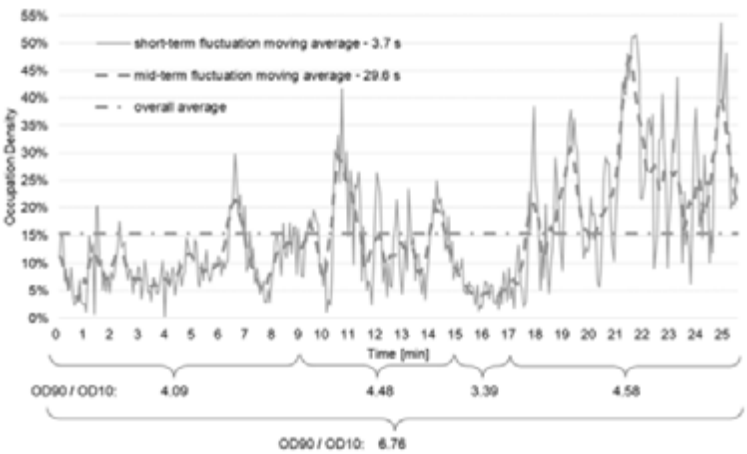


Abb. 1: Zeitaufgelöste Bandbelegungsdichte (occupation density OD) auf einem Förderband mit 1 m / s Transportgeschwindigkeit und Bewertung der Fluktuationsintensität (OD90/OD10 ist für die kurzfristigen Schwankungen angegeben). OD90 ist das 90 % -Quantil, OD10 ist das 10 % -Quantil der Bandbelegungsdichte OD.

Bis zu einem gewissen Grad, wurden signifikante Schwankungen in unterschiedlichen Zeitintervallen, aufgezeichnet. Die Bewertung der in Abbildung 1 dargestellten vier Zeitintervalle, basierend auf dem von Feil et al. (2018) eingeführten Ansatz, führt zu Q90/Q10-Verhältnissen (Fluktuationsintensität) zwischen 3,39 und 4,58. Dies generiert jedoch keine Informationen über die Art der Schwankungen (kurz-, mittel- oder langfristig /short-, mid-, long-term), in den angegebenen Zeitintervallen. Basierend auf den in Abbildung 1 dargestellten Ergebnissen, schlagen die Autoren vor, zwischen kurzfristigen (bis 15 s), mittelfristigen Schwankungen (15 – 600 s) und langfristigen (> 600 s) Schwankungen der Bandbelegungsdichte, zu unterscheiden. Die kurzfristigen Schwankungen, werden durch den gleitenden Mittelwert von 3,7 s (short-term fluctuation moving average – 3,7 s) gut dargestellt, die mittelfristigen Schwankungen werden durch den gleitenden Durchschnitt über 29,6 s (mid-term fluctuation moving average – 29,6 s (Durchschnitt aus jeweils acht aufeinanderfolgenden Datenpunkten)), gut erkennbar.
Die kurzfristigen Schwankungen, werden durch den Materialaustrag aus vorgeschalteten Verarbeitungsmaschinen (Zerkleinerer oder Trommelsieb), abhängig von der

Drehzahl der Welle (Reversiervorgänge!) oder der Siebtrommeln verursacht. Mittelfristige Schwankungen, sind auf die diskontinuierliche Beschickung des Schredders, zurückzuführen.
Die langfristigen Durchsatzschwankungen, werden z.B. durch Anlagenausfälle oder Veränderungen des Schneidspaltes eines Schredders, verursacht.
Der Nutzen des gewählten Ansatzes, ist in Abbildung 2 ersichtlich, welche die zeitaufgelöste Abweichung der Schwankungen zeigt. Die angezeigten Daten, werden auf Basis der Abweichung vom nächstgrößeren gleitenden Durchschnitt, generiert. Bei kurzfristigen Schwankungen, wird die Abweichung des gleitenden Durchschnitts von 3,7 s, vom gleitenden Durchschnitt von 29,6 s berechnet. Für mittelfristige Schwankungen, wird die Abweichung des gleitenden Durchschnitts von 29,6 s vom Gesamtdurchschnitt, berechnet. Diese Berechnung ist relevant, da Anlagen in der Praxis normalerweise für einen durchschnittlichen Materialdurchsatz ausgelegt sind.

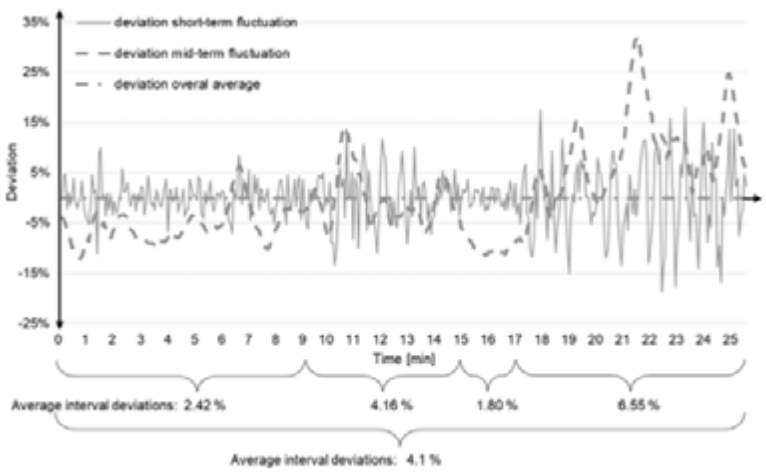


Abb. 2: Zeitaufgelöste Abweichung kurz-/short und mittelfristiger/mid-term Schwankungen; Durchschnittliche Intervallabweichungen (Average interval deviations), werden nur für kurzfristige Schwankungen (short-term fluctuations) dargestellt.

2.2 Materialaufbereitung und Online-Überwachung in der Technikumslinie 4.0

Mit der Technikumslinie 4.0, wurde die grundlegende Verarbeitungskette (Vorzerkleinerer und Sieb), die in den meisten mechanischen Abfallbehandlungsanlagen verwendet wird, für Aufbereitungsversuche im Pilotanlagenmaßstab, verwendet. Das Versuchsmaterial war, wie bei den Versuchen mit der Abfallaufbereitungsanlage, Gewerbeabfall aus der Steiermark. Die Technikumslinie 4.0 bestand aus folgenden Maschinen und Messgeräten: Radlader, Schredder (Komptech Terminator 5000SD F), Trommelsieb (Komptech Nemus 2700 (Maschenweite 80 mm Quadratlochung), DMFMS (digital material flow monitoring system / digitales Materialflussüberwachungssystem bestehend aus, Massenflussmessung (Wiegeband), Volumenstrommessung (Lasertriangulation) und VIS-Kamera.
Der Schredder wurde so mit dem Radlader beschickt (gemischter Gewerbeabfall), dass sich ein optimaler Füllstand des Trommelsiebs von 15 Vol-%, einstellte. Das zerkleinerte Material, wurde dann mit dem Austragsband des Zerkleinerers zum Trommelsieb transportiert. Der Siebüberlauf > 80 mm, wurde mit dem Austragsförderband des Trommelsiebs zum DMFMS transportiert. Die unterschiedlichen Materialien, zeigten ein unterschiedliches Zerkleinerungs- (selektives Zerkleinerungs-) und Förderverhalten (Schönert, 2002), was neben maschinenspezifischen Eigenschaften und der

diskontinuierlichen Beschickung des Schredders, zu den in Abbildung 3 dargestellten kurz- und mittelfristigen Schwankungen führte.

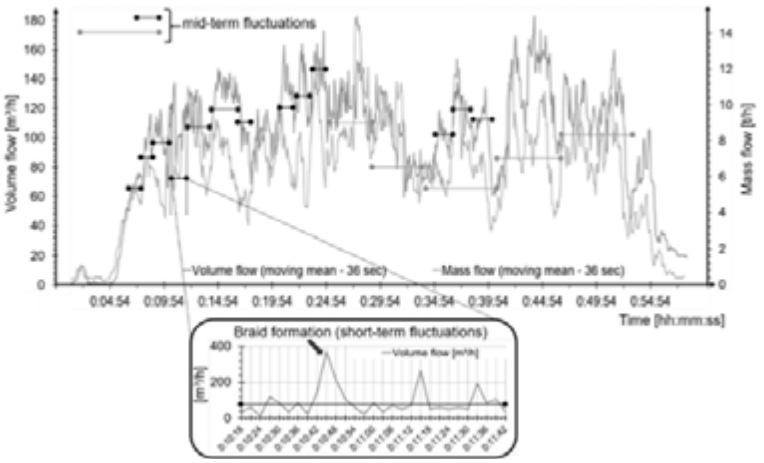


Abb. 3: Zeitaufgelöste Volumen- und Massenflüsse der Technikumslinie 4.0.

Es wurden Schwankungen sowohl des Volumens, als auch des Massenstroms aufgezeichnet. Zeitliche Abweichungen zwischen beiden Graphen, können auf die Schwankungen der Schüttdichte des verarbeiteten Abfalls, zurückgeführt werden. Ausgewählte Beispiele für mittelfristige Schwankungen, sind in Abbildung 3 mit kurzen und langen, hantelförmigen Markierungen hervorgehoben. Die mittelfristigen Schwankungen, können auf die diskontinuierliche Beschickung mittels Radlader, zurückgeführt werden und sind mit den kurzen Markierungen gekennzeichnet (Zeitintervall 1,5 - 2,5 Minuten), während etwas größere mittelfristige Schwankungen die Zeitintervalle von 2,5 bis 7 Minuten darstellen, mit langen Markierungen gekennzeichnet sind. Letztere entstanden, weil der Radlader zusätzlich zur Materialaufgabe, auch zur Manipulation der Outputströme der Siebmaschine verwendet wurde. Dementsprechend konnte in solchen Fällen der Schredder nicht so regelmäßig beschickt werden (Zufuhrintervall von ungefähr 1,5 bis 2,5 Minuten), was zu kurzen stärkeren Rückgängen des Durchsatzes führte (z. B. in der Minute 40). Der zeitliche Verlauf in Abbildung 3 ist typisch für Abfallbehandlungsanlagen, welche direkt mittels Radlader beschickt werden und dieser auch zur Manipulation anderer Materialströme verwendet wird, wobei größere Lücken in der Beschickung entstehen. Die Ursachen für die aufgezeichneten kurz- und mittelfristigen Schwankungen die während der Versuche beobachtet werden konnten, sind neben der diskontinuierlichen Beschickung folgende:

- Zopfbildung (in Trommelsieben),
- Brückenbildung (z.B. im Aufgabetrichter von Schreddern),
- Störstoffe (im Schredder),
- Diskontinuierlicher Materialaustrag (z.B. aus Trommelsieben, Schreddern) und
- Reversiervorgänge (Schredder).

2.3 Tests mit einer SBS-Maschine

In dieser Testreihe wurde untersucht, wie sich manuell erzeugte Materialflussschwankungen auf die Sortierleistung (Reinheit und Ausbeute) einer SBS-Maschine im industriellen Maßstab, auswirken. Die Tests wurden mit einer Modellmischung (Sortierrückstände aus einer Leichtverpackungsabfallsortieranlage (Korngröße 60 - 240 mm) mit einem Polyethylenterephthalat (PET) -Gehalt von 32,3 Massen-%, durchgeführt.

Die Testreihen (sechs Versuche) mit manuell erzeugten sechs-Sekunden Schwankungen (schwankende Beschickung der SBS-Maschine), verursachten im Durchschnitt eine Reduktion der Produktreinheit (PET) von ca. 6 Massen-%, während die Ausbeute im Vergleich zu den Testreihen mit konstanter Materialbeschickung (sechs Versuche) bei gleichem Durchsatz, kaum beeinträchtigt wurde. Die Ergebnisse sind als Box-Whisker-Diagramm in Abbildung 4 dargestellt.

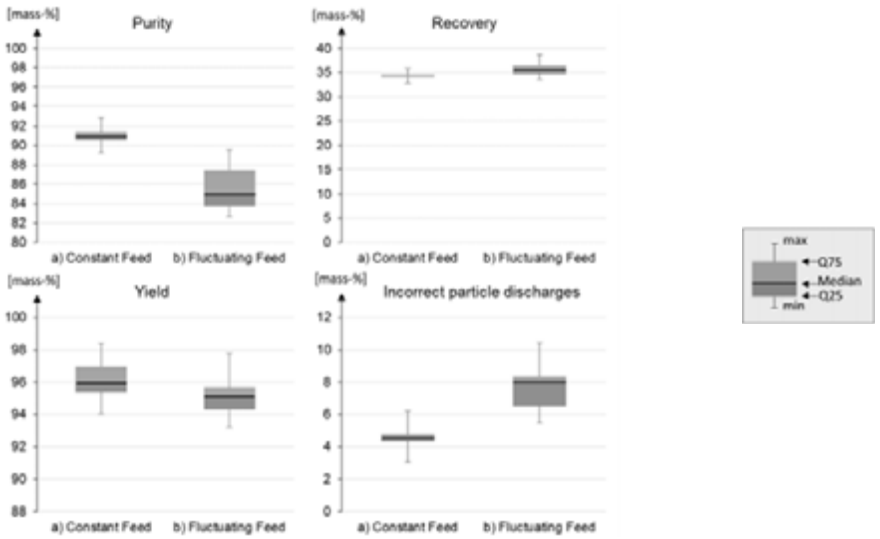


Abb. 4: Einfluss von konstantem (Testreihe a)) und schwankender Beschickung einer SBS-Maschine (Testreihe b) auf deren Sortierleistung auf der Grundlage von Reinheit.

Die Testreihen (sechs Versuche) mit manuell erzeugten sechs-Sekunden Schwankungen (schwankende Beschickung der SBS-Maschine), verursachten im Durchschnitt eine Reduktion der Produktreinheit / Purity (PET) von ca. 6 Massen-% und einen Anstieg falsch zugeordneter Partikel um ca. 4 %, während die Ausbeute (Yield) und das Ausbringen (Recovery), im Vergleich zu den Testreihen mit konstanter Materialbeschickung (sechs Versuche) bei gleichem Durchsatz, kaum beeinträchtigt wurde.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Materialströme in Abfallbehandlungsanlagen unterliegen Schwankungen des Volumen- und Massenstroms, sowie der Materialzusammensetzung. Die erhaltenen Daten aus den Testreihen zeigen, dass eine Unterscheidung zwischen kurz- und mittelfristigen Schwankungen und die Zuordnung zu den Ursachen (z. B. Zopfbildung, Brückenbildung, Störstoffe, maschinenspezifischer diskontinuierlicher Materialaustrag, diskontinuierliche Beschickung von Maschinen), vorgenommen werden kann. In den mit einer Modellmischung durchgeführten Tests, verursachten die manuell erzeugten Schwankungen einen Rückgang der Produktreinheit von ca. 6 Massen-%, während die Ausbeute kaum beeinflusst wurde. Einige Ursachen könnten durch technische Hilfsmittel wie Anweisungen an den Radladerfahrer (guided loading (Feil et al., 2019)) oder automatische Materialbunker verringert werden. Die Autoren schlagen vor, zwischen kurzen Änderungen der Bandbelegungsdichte und der Überlagerung länger anhaltender Schwankungen zu unterscheiden und die durchschnittliche Abweichung für ein bestimmtes Zeitintervall vom nächstgrößeren gleitenden Durchschnitt,

zu berechnen. Die vorgeschlagene Methode zur Bewertung der Zeitintervalle, führt zu einer klareren Differenzierung und kann Vorteile gegenüber dem von Feil und Pretz (2018) eingeführten Konzept (dem Quotienten der 90 % - und 10 % -Quantile), haben. Die Kombination eines Online- / Ontime-Materialflussüberwachungssystems mit einer Überwachung der Verarbeitungsmaschinen (Zerkleinerungsparameter wie aufgebrachtes Motordrehmoment, Wellendrehzahl usw.), sind essentiell für die Realisierung der sogenannten Smart Waste Factory-Lösungen für die Abfallbehandlungsbranche. Die in diesem Artikel beschriebenen Experimente und die vorgestellten Ergebnisse, stammen aus den ersten praktischen Untersuchungen. Die Validierung findet derzeit in weiteren groß angelegten Tests statt, die über einen längeren Zeitraum laufen. Diese Tests werden statistisch ausgewertet und in einem weiteren Artikel vorgestellt.

4 FÖRDERUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 – ReWaste4.0 – (860884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMDW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

Anmerkung: der gegenständliche Beitrag ist ein Auszug aus dem eigenen wissenschaftlichen Paper „Real Time Material Flow Monitoring in Mechanical Waste Processing and the Relevance of Fluctuations“ der sich derzeit (08.2020) im Reviewprozess befindet.

LITERATUR

Feil A., Coskun E., Bosling M., Kaufeld S., Pretz T., 2019. Improvement of the recycling of plastics in lightweight packaging treatment plants by a process control concept. Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA 37 (2), 120–126. https://doi.org/10.1177/0734242X19826372.

Feil A., Pretz T., 2018. Ungenutzte Potenziale in der Abfallaufbereitung [Unused potential in waste treatment], in: Recy & DepoTech 2018_Konferenzband Vortraege, pp. 153–160.

Khodier K., Viczek S.A., Curtis A., Aldrian A., O'Leary P., Lehner M., Sarc R., 2019. Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. Int. J. Environ. Sci. Technol. 74 (1), 1. https://doi.org/10.1007/s13762-019-02526-w.

Küppers B., Seidler I., Koinig G.R., Pomberger R., Vollprecht D., 2020. Influence of throughput rate and input composition on sensor-based sorting efficiency. Detritus (9), 59–67. https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13906.

Sarc R., Curtis A., Kandlbauer L., Khodier K., Lorber K.E., Pomberger R., 2019a. Digitalisation and intelligent robotics in value chain of circular economy oriented waste management - A review. Waste management (New York, N.Y.) 95, 476–492. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.035.

Schönert K., 2002. Comminution Equipment for Non-Brittle Waste and Scrap. https://docplayer.org/28040907-Zerkleinerungstechnik-fuer-nicht-sproede-abfaelle-und-schrotte.html (accessed 20 February 2020).

Weißenbach T., Sarc R., 2019. Composition of Mixed Commercial Waste with Focus on Recyclable Fractions. Proceedings of the 7th International Conference on Sustainable Solid Waste Management - Heraklion, Crete Island, Greece 26-29 June 2019. http://uest.ntua.gr/heraklion2019/proceedings/pdf/HERAKLION2019_Weissenbach_etal.pdf

Entwicklungen in Richtung Anlage der Zukunft

M. Pinkel
IUT - IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Österreich

A. Curtis & R. Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Anlage der Zukunft ist stark von den zu erreichenden Zielen aus dem Kreislaufwirtschaftspaket abhängig, da die Abfallwirtschaft auch ein stark rechtlich getriebenes Thema ist. Des Weiteren, sind die Megatrends wie, Digitalisierung etc. zu berücksichtigen, da diese u.a. das Abfallaufkommen und auch die technische Auslegung der Behandlungsanlagen bereits beeinflussen und in Zukunft noch wesentlich größeren Einfluss nehmen werden. Eine Anlage der Zukunft ist auf jeden Fall stärker auf das gezielte Aussortierten von Wertstofffraktionen und weiterführende Herstellung von Konzentraten für deren Recycling fokussiert. Abschließend muss erwähnt werden, das Digitalisierung ein Standard-Equipment in einer Anlage der Zukunft sein wird, mit dem u.a. Echtzeit-Inputkontrolle (Qualitätskontrolle), dynamische Anlagenbeschickung, Bestimmung von Massen- und Volumsströmen sowie der Materialzusammensetzung etc. erfolgen wird.

1 EINLEITUNG

Das EU Kreislaufwirtschaftspaket, welches 2018 in Kraft getreten ist, enthält ambitionierten Recyclingziele, u.a. 55 % (2025) bis 65 % (2035) für Siedlungsabfälle sowie z.B. 50 % (2025) und 55 % (2030) für Kunststoffverpackungen (EC 2018), welche auch als eine der Rahmenbedingungen zur Wertstoffabschöpfung aus unterschiedlichen Abfallströmen anzusehen ist. Um die im EU Kreislaufwirtschaftspaket angeführten Ziele erreichen zu können, sind neben der Einführung von neuen Monosammelsystemen (Stichwort Pfandflasche) auch der Ausbau der Sortierkapazitäten für einerseits getrennt gesammelte Abfallströme (z.B. gelber Sack, Wertstofftonne etc.) und anderseits aufkonzentrierte Wertstofffraktionen aus Gewerbemüll- und Siedlungsabfallbehandlungsanlagen notwendig.

Um zu veranschaulichen, welche Anstrengungen in den nächsten Jahren auf uns zukommen werden, ist in der nächsten Abbildung der Ist-Stand von Österreich hinsichtlich der vorab angeführten Ziele dargestellt:

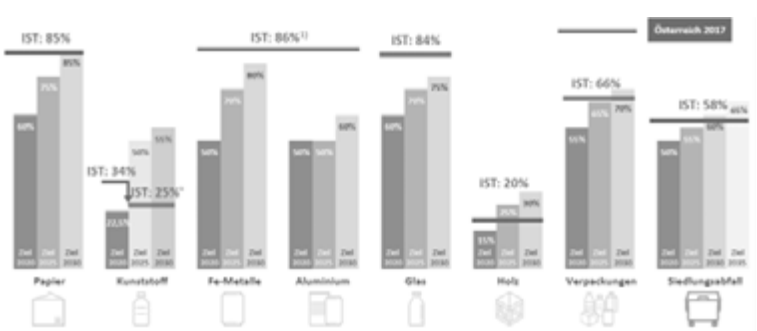


Abb. 1: EU Recyclingziele 2020 – 2030: Wo stehet Österreich derzeit (Quelle ARA Juni 2020)?

Jedoch nicht nur die Ziele aus dem EU-Kreislaufwirtschaftspaket 2018 beeinflussen die zukünftigen Vorgaben an die Sortieranlagen und Sortierkapazitäten. Es gibt eine Reihe von Faktoren und Trends (auch als Megatrends bezeichnet), die einerseits das Abfallaufkommen und anderseits auch die technische Auslegung der Behandlungsanlagen bereits beeinflussen und in Zukunft noch wesentlich größeren Einfluss nehmen werden.



Abb. 2: Megatrends mit Einfluss auf die Abfallbewirtschaftung (Quelle Schneider/Brantner 2019).

Damit die, in den vorab angeführten Tabellen, dargestellten Ziele erreicht werden können, sind die Sortierkapazitäten sowohl der bestehenden Wertstoffsortieranlagen auszubauen als auch entsprechende technische Einrichtungen zur Wertstoffausschleusung an bestehenden Behandlungsanlagen nachzurüsten. Vor allem hinsichtlich der Kunststoffe sind unterschiedliche Quellen gegeben und müssen durch geeignete technische Einrichtungen aber auch entsprechende Gestaltung der Sammelsysteme erschlossen werden. Die sind u.a.:

- Getrennte Sammlung von Verpackungsabfällen (gelber Sack),
- Einführung eines Pfandflaschensystems inkl. der Schaffung entsprechender Sortierkapazitäten zur Qualitätssicherung,
- Ausschleusung von angereicherten Kunststofffraktionen aus sonstigen Abfallströmen (Gewerbemüll und Siedlungsabfall) und Einbringung diese Konzentrate in entsprechende Sortieranlagen.



Abb. 3: Vereinfachte Darstellung Kunststoffkreislauf (Quelle Landkreis Böblingen 2010).

Um diese Stoffströme entsprechend sortieren zu können, sind geeignete Sortieranlagen bzw. vor allem entsprechende Sortierkapazitäten zu schaffen, da mit den bisherigen Anlagen in Österreich derzeit im Wesentlichen die getrennt gesammelten Verpackungsabfälle sortiert und den weiterverarbeitenden Kunststoffaufbereitungsanlagen zur Verfügung gestellt werden.

2 ENTWICKLUNG – ANLAGEN DER ZUKUNFT

Wie aus den vorab angeführten Rahmenbedingungen, dem Spannungsfeld der demographischen Entwicklung und damit verbunden dem sich im Wandel befindlichen Konsumverhalten aber auch der immer rascher voranschreitenden technischen Entwicklungen abzuleiten ist, ergeben sich neue Anforderungen an die Gestaltung und technische Auslegung von Abfallbehandlungsanlagen.

Im gegenständlichen Beitrag soll auf wesentliche Anforderungen der zukünftigen Anlagen eingegangen sowie das Umfeld, in denen sich diese Behandlungsanlagen positionieren werden müssen, dargestellt werden.

2.1 Wertstoffausschleusung bzw. Erfassung

Wertstoffe, unabhängig ob Papier, Kunststoffe, Metalle, etc. sind entweder getrennt zu sammeln, oder müssen in einem ersten Behandlungsschritt aus einem Stoffgemisch ausgeschleust und für eine weiterführende Aufbereitung zur Verfügung gestellt werden. Dies bedeutet, dass entweder durch getrennte Sammlung oder durch entsprechende Vorbehandlungsschritte Wertstoffe wie Kunststoffe, Metalle aber auch holzstämmige Materialienströme wie Papier usw. als sogenanntes Wertstoffgemisch auszuschleusen und anschließend einer weiterführenden Sortierung zu recycelbaren Monofraktionen (z.B. im Kunststoffbereich: Hohlkörper oder Flaschen PE, PP, PET) in entsprechenden zentralen Wertstoffsortieranlagen zuzuführen sind, vgl. Abb. 4.
Diese Wertstoffe aus den gemischten Abfallströmen werden zukünftig für die Erreichung der Zielvorgaben (Quoten), mit allen anderen Maßnahmen, die getroffen werden (Pfandsystem, Wertstofftonne, etc.), erforderlich sein.

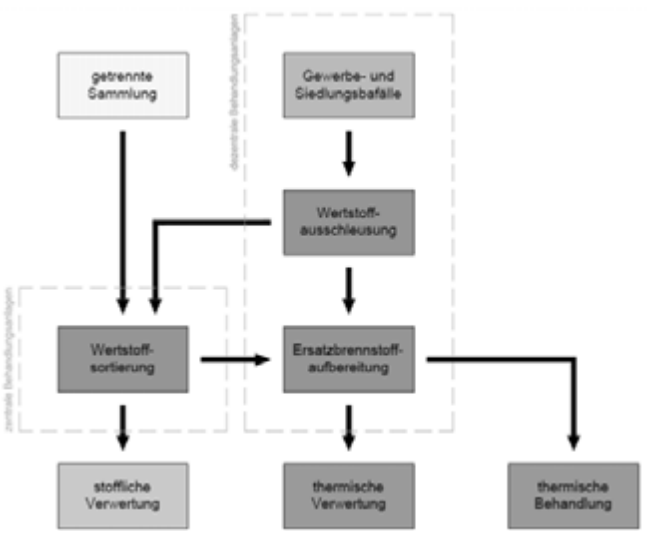


Abb. 4: Wertstoffquellen – getrennte Sammlung und Ausschleusung aus gemischten Abfallströmen (Pinkel 2018).

„Anlage der Zukunft“ bedeutet vor allem, dass alle Abfallströme im Zuge der sogenannten Inputkontrolle (Qualitätskontrolle) im Bereich der Anlagenbeschickung mit einer sogenannten Materialerkennungseinheit auszustatten sein werden. Dazu muss der gesamte Inputstrom über eine Fördereinheit erfasst und der Erkennungseinheit zugeführt werden.

Dabei werden vor allem folgende Parameter eine wichtige Rolle spielen:

- Heizwert,
- Wassergehalt,
- „Summenwert“ für Kunststoffe,
- Inertstoffanteil,
- Massen- und Volumenstrom und

allenfalls noch:

- Kunststoffe mit Auswertestatistik, d.h. aufgeteilt in die wesentlichen Anteile wie PE, PP, PET, etc.
- Cl-Wert.

Damit soll eine mit stärkerem Fokus auf Recycling verbundene Zuordnung des Inputstromes in „Sortierwürdig“ zur Wertstoffabschöpfung bzw. zur reinen Ersatzbrennstoffaufbereitung in Echtzeit getroffen werden können. Diese erste Einstufung erfolgt idealerweise nach Absiebung einer Feinfraktion < 60 (30 – 80) mm, um die Beeinflussung von erkannten Materialeigenschaften durch eine nicht sinnvoll zu sortierende Feinfraktion (z.B. durch Wassergehalt oder Inertstoffanteil) zu vermeiden.
Der verbleibende Siebüberlauf wird über eine Schwer/Leicht Trennstufe geführt und mit dieser wird der Inputstrom in eine Leichtfraktion (flächige Anteile wie Folien, Textilien, etc.) und eine Schwerfraktion (körperförmige und schwere Anteile wie Kunststoffhohlkörper, Inertanteile, etc.) aufgeteilt. Aus beiden Stoffströmen können mittels geeigneter Trenngeräte Wertstoffe, sowohl auf Kunststoffbasis als auch holzstämmige Stoffgruppen ausgeschleust und als Wertstoffkonzentrat einer weiterführenden zentralen Sortierung zur Verfügung gestellt werden.

Die Ausschleusung von diversen Metallen erfolgt an den jeweils geeigneten Stellen mittels verschiedenster FE- und NE-Abscheider, welche individuell zur Aufstellungsposition zu wählen und einzustellen sind. Üblicherweise wird dabei ein sogenannter Splittingschrott abgeschieden, welcher in weiterführenden Behandlungsanlagen für den Einsatz in der Metall- bzw. Stahlindustrie weiter aufbereitet werden muss.
Wie in Abb. 4 dargestellt, werden zukünftige Gesamtsysteme in dezentrale Behandlungsanlagen mit der Hautaufgabe Wertstoffkonzentrate aus den gemischten Abfallströmen auszuscheiden, in Verbindung mit zentralen Wertstoffsortieranlagen entstehen.

2.2 Vorbehandlungs- bzw. Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlagen

Aus unterschiedlichsten Untersuchungen und Stoffstromanalysen der letzten Jahre lässt sich der Anteil an effektiv stofflich zu verwertenden Materialströmen aus dem Input von klassischen Splitting- oder Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlagen mit einem Anteil von 10 – 20 Ma% ableiten. Dieser Anteil bezieht sich nicht auf den Gesamtgehalt, sondern den effektiv mit den vorhandenen technischen Möglichkeiten ausschleusbaren Anteil.

Dabei ist weiters zu berücksichtigen, dass zumindest bezogen auf die Kunststoffe (hier insbesondere im Bereich der Hartkunststoffe HDPE, PP, PS und PET) der in den Wertstoffsortieranlagen aussortierte Anteil zur stofflichen Verwertung wiederum nur

ca. 50 – 60 Ma% des jeweiligen Inputmateriales beträgt, womit sich das stofflich zu verwertende Potential der Kunststofffraktionen auf ca. 5 bis max. 10 Ma% bezogen auf das jeweilige Inputmaterial bei den Vorbehandlungsanlagen (auch abhängig von regionalen Gegebenheiten der jeweiligen Sammelsysteme) eingrenzen lässt.
Einen wichtigen Aspekt bei Planung von zukünftigen Vorbehandlungsanlage kommt dem Echtzeit-Stoffstrommonitoring zu. Mit Hilfe der hier generierten Daten und der Verknüpfung mit den nachgeschalteten Geräten ist eine dynamische und der Materialzusammensetzung angepasste Anlagensteuerung möglich.
Durch die Ausbildung von entsprechenden Weichen kann abhängig von der Materialzusammensetzung auf eine wertstoff- oder brennstofforientierte Vorsortierung eingegangen werden. Aber auch die nachfolgende Behandlung der Brennstofffraktionen wird an Hand des eingesetzten Echtzeit-Stoffstrommonitorings erfolgen. Neue EBS-Anlagen müssen zukünftig in der Lage sein, auf die erforderlichen Qualitätskriterien der herzustellenden Ersatzbrennstoffe in Abhängigkeit von der Inputzusammensetzung selbstständig reagieren zu können. Dies bezieht sich nicht nur auf die Qualitätsparameter (z.B. Heizwert, Cl-Gehalt, etc.), sondern auch auf die Volumenströme z.B. nach einer Schwer/Leicht Trenneinheit. Hier ist es notwendig entsprechende Einstellungen bei einzelnen Trennschritten so zu automatisieren, dass Abscheide- und Zerkleinerungsanlagen immer mit einem kontinuierlichen Volumenstrom beschickt werden. Damit können einerseits Störungen vermindert oder verhindert und die Abscheideleistungen (Qualitäten) optimiert werden.

Letztendlich können durch diese Anlagenkonfigurationen und einem entsprechenden Echtzeitmonitoring in Verbindung mit entsprechenden Steuerungseinrichtungen die Prozesse optimiert und vor allem auch die Produktivität gesteigert werden.

2.3 Echtzeitmessung von Massen- und Volumsströmen sowie der Materialzusammensetzung

Ein Echtzeit-Stoffstrommonitoring (Volums- und Massenströme, Materialzusammensetzung) und die Verknüpfung der daraus erhaltenen Daten mit maschinenspezifischen Daten ermöglichen eine dynamische Anlagensteuerung und sind für die Realisierung einer Anlage der Zukunft unerlässlich.
Um die Eignung unterschiedliche Technologien für das Stoffstrommonitoring zu ermittteln wurden mehrere Testreihen in einer Abfallbehandlungsanlage und einer Technikumslinie 4.0 im Rahmen des Projektes ReWaste4.0 durchgeführt:

- Echtzeitbestimmung von Massen- und Volumsströmen:

Im Rahmen der Technikumslinie wurden Technikums- und großtechnische Messungen der Ströme mittels einem digitalen System durchgeführt. Das System bestand aus: Massendurchflussmessung: integrierte Bandwaage (Geschwindigkeit: 0,5 m / s) (Kukla EBW-A-1400/6200, +/- 2 % im Bereich von 25 – 100 % bei Durchsätzen von 5 - 100 t / h; Volumenstrommessung: Optische Bandwaage von H-Sensortechnik (Laser-Triangulation). Der Volumenstrom wird aus der ermittelten Kontur des gescannten Materials und der Bandgeschwindigkeit berechnet. VIS-Kamera: GoPro Hero 7 Schwarze Kamera wurde zur Überprüfung des Volumenstroms installiert. Eine beispielhafte Auswertung der gemessenen Massen- und Volumenströme ist in Abb. 5 gegeben. (Curtis et al. 2020)

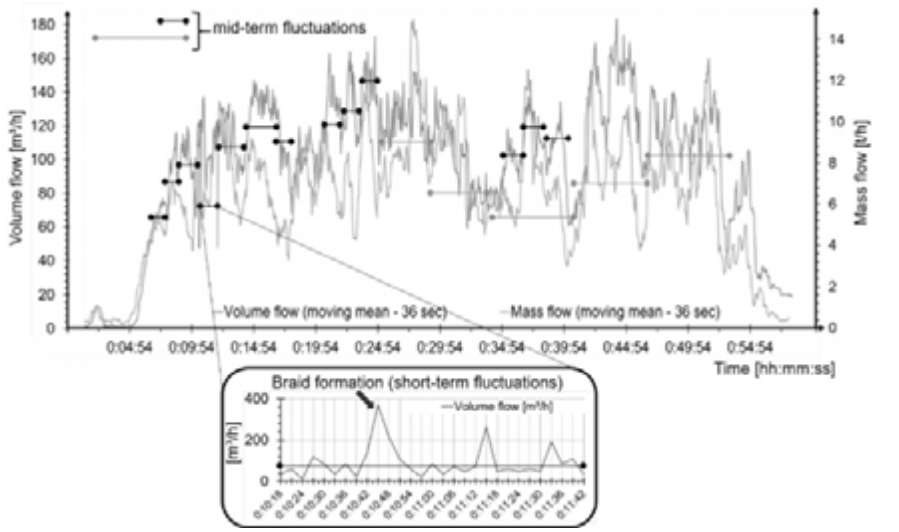


Abb. 5: Zeitaufgelöste Volumen- und Massenflussanalyse im Rahmen der Technikumslinie 4.0 (Curtis et al. 2020).

Wie ersichtlich, neben der online und in Echtzeit Messung der Volumens- und Massenströme wurden auch deren Schwankungen über die Zeit aufgezeichnet, die einen deutlichen Hinweis auf keine Kontinuierliche Förderung des Materials hinweisen, was wiederum einen Einfluss auf die Effizienz der nachgeschalteten Aggregate/Maschinen hat. Mit Hilfe solcher Daten und entsprechenden Steuerungsmechanismen kann eine Anlage der Zukunft auf jeden Fall mehr Maschineneffizienz und dadurch höhere und reinere Wertstofffraktionen generieren.

- Echtzeitbestimmung der Materialzusammensetzung:

Zur quantitativen Beurteilung des Materialflusses wurde eine HSI NIR-Zeilenkamera von EVK (EVK Helios G2-320) verwendet. Die Zusammensetzung des Materialflusses und der Schwankungen in der Zusammensetzung und Durchsatzrate wurden basierend auf der Anzahl der aufgezeichneten Falschfarbenpixel bestimmt, die (mit einer geringen Materialschichtdicke) proportional zur Materialbelegungsdichte auf dem Förderband sind. Die zeitliche Auflösung beträgt 3,7 s. Aus diesen Datensätzen wurden mehrere gleitende Durchschnitte berechnet, um aufgezeichnete Schwankungen der Materialzusammensetzung und der Durchsatzrate zu bewerten. Die Kamera wurde in der Aufbereitungslinie für 3D-Fraktion aus Gewerbeabfällen über einem Förderband positioniert, um die erzeugte 3D-Fraktion in Echtzeit zu analysieren. Das Förderband wurde mit einer Geschwindigkeit von 1 m / s betrieben. Basierend auf den erhaltenen Spektraldaten wurde jeder Pixel als eine der folgenden Materialklassen klassifiziert:

- Hintergrund (Förderband),
- Zellstoffbasierte Materialien (Papier, Holz, Karton usw.)
- Kunststoffe (PE, PET, PS, PP, PU, PVC) und
- Sonstiges – d.h. Material einer anderen Klasse als die o.a. drei Klassen.

In Abb. 6 ist die erfasste materialspezifische Belegungsdichte auf dem Förderband mittels beschriebenem System dargestellt.

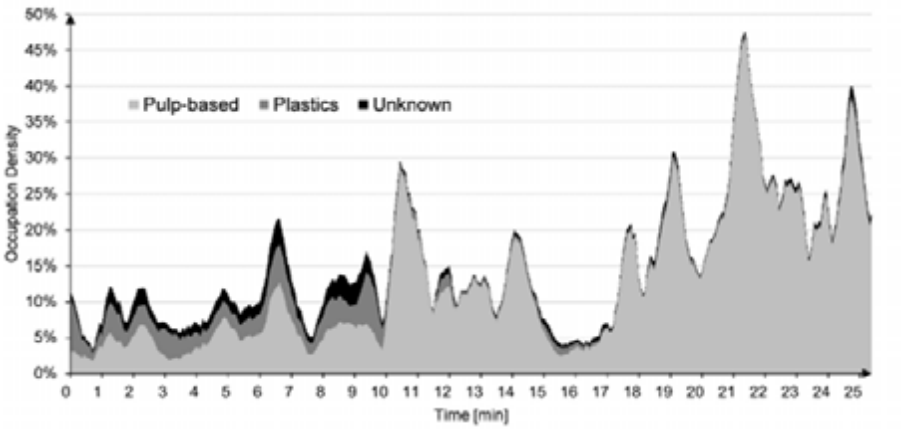


Abb. 6: Zeitaufgelöster Verlauf der erfassten materialspezifischen Belegungsdichte auf dem Förderband (gleitender Durchschnitt 29,6 s) für das gewählte beispielhafte Zeitsegment von 25 Minuten (Curtis et al. 2020).

Aus der Abb. 6 ist ersichtlich, dass sich die Materialzusammensetzung über die Zeit stark ändert. Kunststoffe machen in den ersten 10 Minuten ca. 32,4 % der erkannten Materialpixel aus. Anschließend wird der Anteil der festgestellten Kunststoffe auf 7,6 % (Zeitintervall 10 - 17 Minuten) und schließlich auf durchschnittlich 1,5 % für das Zeitintervall 17 - 25 Minuten reduziert.

2.4 Wertstoffsortierung

In den letzten Jahren wurde die Wertstoffsortierung insbesondere durch die neuen Generationen der automatischen Sortieranlagen auf NIR-Basis aber auch durch den Einsatz von Sortierrobotern immer weiter automatisiert. Auch bei diesen Anlagen werden zukünftig Echtzeit-Monitoring-Systeme an verschiedenen Stellen der Aufbereitungsanlagen, d.h. entlang der Sortierkette, eingesetzt werden müssen. Einerseits kann dadurch die Beschickung der einzelnen Trennaggregate optimiert werden und anderseits kann auf die individuelle Ausschleusung gezielter eingegangen werden. In den neusten Anlagengenerationen wird auf diese Bedürfnisse bereits eingegangen und auch auf dynamische Zwischenlagermöglichkeiten zur optimierten Gestaltung der Anlagenbeschickung Rücksicht genommen. Dies bedeutet, dass „smarte“ Anlagen selbstständig Sortierentscheidungen treffen und bei Bedarf verschiedenen Materialien ausschleusen oder Zwischenlagerbereiche befüllen können. Damit ist es möglich die vorhandenen Sortierkapazitäten an den Anlagen und somit auch die Produktionskapazitäten optimal zu nutzen oder auch zu steigern. Damit diese „Entscheidungen“ durch die „smart waste factory“ selbstständig getroffen werden können, sind die unterschiedlichsten Systeme der Material- und Einzelteilerkennung (NIR-sensors, 3D-sensors, Hi-Res cameras, DK metal detectors, VIS-senors, etc.) im Einsatz und liefern auf Basis der vorhandenen und zum Teil noch im Aufbau befindlichen Datenbanken (big data) „online“ Entscheidungsgrundlagen für die nachgeschalteten Aktivatoren (Ausschleusungssystem wie Düsenleiste, Robotergreifarm etc.). Die Produktivität, nicht nur hinsichtlich der Anlagenkapazität (m^3/h oder t/h) sondern auch bezogen auf die „Sortiertiefe“, wird in den neuen Wertstoffsortieranlagen immer weiter gesteigert. Zukünftig spielt durch diese Kapazitätssteigerung aber auch die sogenannte „qualitative Sortierung“ eine immer bedeutendere Rolle. Für die anschließende Verwertung ist es von großer Bedeutung, saubere Fraktionen zu bekommen. Kann dies bei einer

reinen manuellen Sortierung durch die kognitiven Fähigkeiten des Menschen sichergestellt werden, so müssen diese Entscheidungen in den „smarten“ Anlagen durch den Einsatz von „künstlicher Intelligenz“ in vernetzten Systemen getroffen werden. Der Mensch besitzt die Fähigkeit z.B. ein stark verschmutzten Einzelteil oder einen mit einer verunreinigenden Flüssigkeit gefüllten Hohlkörper zu erkennen und entsprechend der Aufgabenstellung (Positiv- oder Negativsortierung) auszuschleusen oder im Stoffstrom zu belassen. Die Anlage muss mit den zur Verfügung stehenden Einrichtungen zukünftig die gleichen faktenbasierten Entscheidungen treffen und wird dann in der Lage sein effektiver und objektiver die Sortieraufgaben zu bewerkstelligen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die zukünftigen Anlagen werden auf Basis der bereits bestehenden aber auch in Entwicklung befindlichen Computertechnologien in der Lage sein, nicht nur materialspezifisch (z.B. bei Kunststoffen entsprechend Material und Farbe) zu trennen, sondern neben der Partikelform auch Rückschlüsse auf andere Entscheidungskriterien (möglicherweise wertvolle Inhaltsstoffe in einem erkannten Einzelteil) ziehen und entsprechende Sortierentscheidungen treffen können. Generell ist für die zukünftig zu behandelnden Materialströme das Sortieren auf faktenbasierten Entscheidungsgrundlagen mit Hilfe sogenannter künstlicher Intelligenz notwendig, um einerseits die Sortiertiefen soweit als möglich zu erhöhen, aber auch die Sortierqualitäten den nachfolgenden Produktionsanlagen entsprechend liefern zu können. Gesamtökologisch aber auch -ökonomisch gesehen wird es notwendig sein, eine Balance zwischen Ausbringungsrate und Qualität der ausgeschleusten Stoffströme zu finden, um den eingesetzten Energieaufwand (KE) und somit auch die entsprechenden Bilanzen (Primärrohstoff versus Sekundärrohstoff) ausgewogen halten zu können.

LITERATUR

Altstoff Recycling Austria (2020). EU-Recyclingziele 2020 – 2030. Wo steht Österreich derzeit? Wien 2020.

Curtis, A., Küppers, B., Möllnitz, S., Khodier, K. & Sarc, R. (2020). Real Time Material Flow Monitoring in Mechanical Waste Processing and the Relevance of Fluctuations. In: Waste Management, in Review befindlicher Beitrag (Stand: August 2020).

Curtis, A., Sarc, R. & Hermann, R. (2018). Vortrag - Digitalisierung in der Umwelttechnik 4.0. Linz 2018.

Landkreis Böblingen (2010). Vereinfachte Darstellung Kunststoffkreislauf.

Pinkel, M. (2018). Vortrag - Wertstoffquellen – getrennte Sammlung und Ausschleusung aus gemischten Abfallströmen, Recy- und DepoTech 2018, Leoben, 2018.

Schneider (2019). Präsentation LVP-Sortierung – Megatrends, Einfluss auf die Abfallbewirtschaftung, Krems 2019.

Die multifunktionale Anlage zur Sortierung unterschiedlicher Abfallströme am Beispiel der Anlage Hackl Container

R. Waltenberger, V. Arzberger & T. Hirtenfelder
REDWAVE a division of BT-Wolfgang Binder GmbH, Eggersdorf bei Graz, Österreich

O. Hackl
Oswald Hackl e.U., Wulkaprodersdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Eine große Herausforderung der Abfallwirtschaft sind sich ändernde Rahmenbedingungen. Dazu gehören Veränderungen der Abfallzusammensetzung, unterschiedliche Abfallmengen, variierende Marktbedingungen der Recyclingstoffe aber auch gesetzliche Rahmenbedingungen. Um diese Einflussfaktoren auf den Betrieb der Abfallaufbereitungsanlagen optimal bewältigen zu können müssen die Anlagen mit maximaler Flexibilität ausgestattet sein.
Die Anlage des Entsorgungsbetriebs Hackl in Wulkaprodersdorf, Österreich stellt ein hervorragendes Beispiel für diese Eigenschaften dar. Mit Leichtverpackung (Gelber Sack) und Gewerbemüll werden zwei sehr unterschiedliche Abfallarten behandelt und die darin enthaltenen Wertstoffe zurückgewonnen.

1 EINLEITUNG:

Auslöser für die Errichtung dieser Anlage war ein verheerender Brand, der am Standort bestehender Ersatzbrennstoffanlage im Jahr 2017 passierte. Dieses Unglück wurde genutzt, um die Chance zu ergreifen, gemeinsam mit REDWAVE eine der modernsten Aufbereitungsanlagen Österreichs zu planen und zu errichten. Die alte Anlage sollte nicht einfach nur ersetzt, sondern weiterentwickelt, Prozesse verbessert, viele Kreisläufe geschlossen werden, um die Herausforderungen der Zukunft meistern zu können.

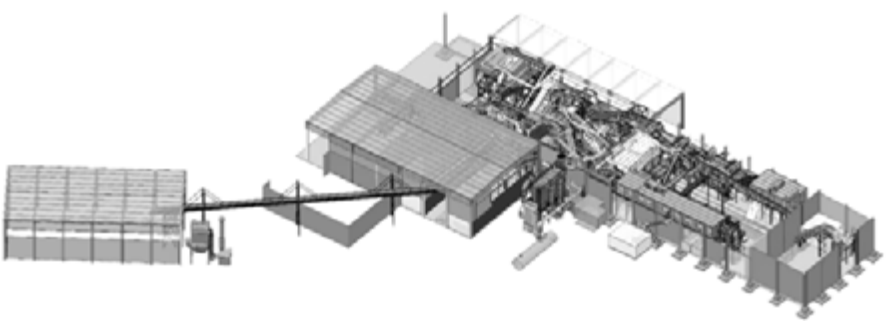


Abb. 1: 3D Layout der Aufbereitungsanlage (Grafik REDWAVE).

Der wesentliche Unterschied der neuen Anlage ist die Eignung für die beiden unterschiedlichen Abfallarten: Leichtverpackung (Gelber Sack) und Gewerbemüll. Zusätzlich zeichnet sich die Anlage durch ihre deutlich bessere Sortiertiefe aus, welche durch das technologische Herzstück, vier REDWAVE Sortiermaschinen der neuesten Generation REDWAVE 2i, sowie zwei Sortierrobotern bewerkstelligt wird. Diese sorgen

für eine hochwertige Sortenreinheit der einzelnen Wertstofffraktionen: PET / PS / PP / HDPE / Getränkekartons / Holz / etc.

2 AUFBAU UND FUNKTION DER ANLAGE

Um die unterschiedlichen Input-Materialen in die Anlage dosieren zu können, bestehen zwei voneinander separate Aufgabelinien. Zum einen die Linie für Leichtverpackungen, bestehend aus Aufgabebunker mit Sackaufreißer, und zum anderen die Linie für Gewerbemüll beginnend mit einer Aufgabefläche zum Vorsortieren von grobem Material und einem Dosierband.

Danach folgt die Fraktionierung durch zwei aufeinanderfolgende Siebmaschinen. Im ersten Schritt wird das Material größer 240 mm abgetrennt. Wertstoffe dieser Fraktion werden mittels Handsortierung zurückgewonnen. Das Material kleiner 240 mm wird im darauffolgenden Schritt nochmals gesiebt, und das Unterkorn kleiner 50 mm abgetrennt. Dieses wird in der Ersatzbrennstoff (EBS) - Aufbereitungslinie weiter behandelt. Aus der Fraktion 50 – 240 mm werden mit Hilfe eines Magnetabscheiders ferromagnetische Stoffe abgetrennt. Danach werden mit einem Ballistikseparator die 2D und 3D Fraktion voneinander getrennt.

Die 2D Fraktion aus dem Ballistikseparator wird durch einen Windsichter in eine Leicht- und Schwerfraktion aufgetrennt. Die Schwerfraktion wird der Handsortierung der Fraktion größer 240 mm zugeführt, um darin enthaltene Wertstoffe auszusortieren. Die Fraktion kleiner 240 mm gelangt zur EBS – Aufbereitungslinie.
Das 3D Material wird abermals über einen Magnetabscheider gefolgt von einem Wirbelstromabscheider geführt, um Metalle zurückzugewinnen.

Im Anschluss darauf beginnt die 3-stufige optische Sortierung. Für Leichtverpackung als Input ergibt sich folgendes Sortierkonzept:
Die erste REDWAVE 2i der Linie hat die Aufgabe PET vom Materialstrom zu trennen, die PET-Fraktion gelangt über Förderbänder auf eine zweite REDWAVE 2i die durch eine Teilung des Förderbandes wie 2 separate Sortiermaschinen funktioniert. Im ersten Schritt wird PET blau und im zweiten Durchlauf PET grün aussortiert. Der sogenannte Durchlauf der zweiten Sortierstufe ist PET klar. Der Durchlauf wird zu einer Handsortierungskabine geführt, dort werden die Getränkeflaschen durch einer der beiden Sortierroboter aussortiert. Nach dem Roboter befindet sich eine händische Nachsortierung zur Qualitätskontrolle.

Die dritte REDWAVE 2i ist ebenfalls eine geteilte Maschine, welche in der ersten Stufe PEHD und Getränkekartons aussortiert. Diese Fraktionen werden durch den zweiten Sortierroboter sowie einer händischen Nachsortierung getrennt.
In der zweiten Stufe wird die Fraktion PS/PP abgetrennt und einer händischen Nachsortierung zugeführt. Der Durchlauf dieser Stufe enthält annähernd keine sortierbaren Wertstoffe mehr und wird der EBS – Aufbereitungslinie zugeführt.

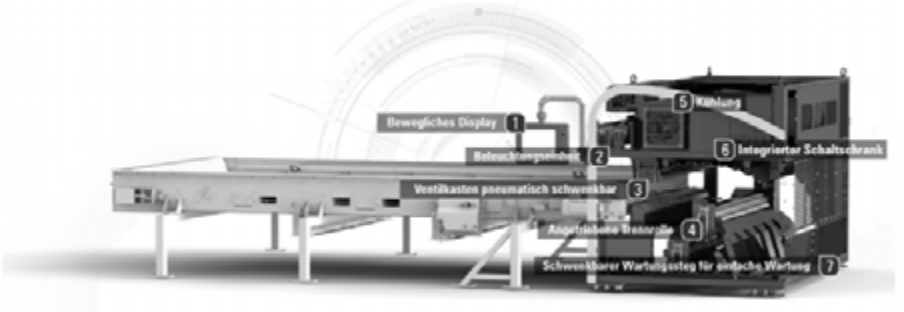


Abb. 2: REDWAVE 2i Sortiermaschine (Grafik REDWAVE).

Für die Sortierung der 3D Fraktion des Gewerbemülls wird ein leicht verändertes Sortierkonzept angewendet. Hier wird in den ersten beiden optischen Sortiermaschinen PET sortiert. Die dritte REDWAVE 2i trennt in der ersten Stufe PS/PP sowie HDPE ab. In der zweiten Stufe dieser geteilten Sortiermaschine wird Holz abgetrennt.

Die EBS Aufbereitungsanlage besteht aus einem Einwellenzerkleinerer zur Zerkleinerung der Reststoffe, zwei Sieben zur Fraktionierung in eine Überkornfraktion größer 80 mm, welche zum Zerkleinerer zurückgeführt wird, eine EBS Fraktion 30 – 80 mm sowie eine EBS Fraktion 0 – 30 mm. Der Anteil an PVC in der Fraktion 30 – 80 mm wird durch die vierte, in der Anlage befindliche, REDWAVE 2i abgetrennt.

Die gewonnenen Wertstoffe werden in Bunker und Boxen zwischengelagert. Von diesen Boxen aus werden diese Produkte vollautomatisch verpresst und können direkt bei der Anlage auf LKWs oder Eisenbahnwaggons verladen und zur weiteren Verwertung abtransportiert werden.

3 HERAUSFORDERUNGEN IN DER PLANUNG UND IM BETRIEB DER ANLAGE

Durch die Flexibilität der Anlage in Bezug auf die Input-Materialen ergeben sich für den Betreiber große Vorteile. Die grundlegenden Unterschiede der zu verarbeitenden Materialien, Leichtverpackung und Gewerbemüll, sowie unterschiedliche Anforderungen an die Sortierung stellen im Gegenzug die großen Herausforderungen an die Anlage dar. Beginnend von der in der Planung bis hin zum täglichen Betrieb werden diese deutlich.
Bei den Input Materialien ergeben sich bereits innerhalb einer Stoffgruppe abhängig von Ursprungsort und Jahreszeit erhebliche Unterschiede in der Zusammensetzung, dem Wertstoffgehalt, typischen enthaltenen Störstoffen und der Eigenschaften.
Vergleicht man die beiden Inputmaterialen, Leichtverpackung und Gewerbemüll, liegen folgende Hauptunterscheide vor:

3.1 Korngrößenverteilung:

Bei Leichtverpackung ist von einer relativ homogenen Korngrößenverteilung auszugehen. Ebenso sind kaum große Stoffe enthalten da die Säcke bereits bei der Dosierung aufgerissen werden. Im Gewerbemüll hingegen ist die durchschnittliche Partikelgröße wesentlich höher und es ist mit sehr sperrigeren Partikel zu rechnen.

3.2 Schüttgewicht:

Während das Schüttgewicht von Leichtverpackung sich in der Anlage bei einem relativ konstanten Wert von 30 kg/m3 befindet, schwankt dieses bei Gewerbemüll je nach Herkunft zwischen 80 und 150 kg/m^3. Dementsprechend ergibt sich für Gewerbemüll auch eine höhere Durchsatzleistung für die Anlage.

3.3 Zusammensetzung / Wertstoffgehalt

Die Zusammensetzung bzw. der Wertstoffgehalt in der Fraktion LVP ist abhängig von der Herkunft sehr unterschiedlich und bewegt sich im Bereich zwischen 45 und 70 %. Für Gewerbemüll ist diese Bandbreite je nach Herkunft noch größer da sowohl Abfälle von Baustellen bis hin zu Reststoffen aus Produktion und Handel in der Anlage behandelt werden.

3.4 Störstoffe

In Bezug auf die Störstoffe ist anzumerken, dass entsprechend der Art der Sammlung Leichtverpackung einen wesentlich geringeren Anteil aufweist. Besonders herausfordernd sind hier (Kunststoff-)Bänder und Netze, welche sich um drehende Teile wickeln und Verzopfungen bilden können.
Beim Gewerbemüll sind zusätzlich zu diesen Stoffen schwere Metallteile, Kabel, Seile, große flächige Teile (z.B. Teppiche), sowie schwere Teile (Steine, Beton, Baustoffe) kritisch.
Probleme in beiden Input Materialen bilden gefährliche Abfälle, wie z.B. Chemikalien, welche eine Gefahr für das Personal und die Anlage darstellen. Ebenso kritisch sind im Abfall enthaltene Batterien, vor allem die immer häufiger anzutreffenden Lithiumionen-Akkus.
Nicht zuletzt deswegen wurden in der Anlage an den kritischen Stellen eine automatische Branderkennungs- und Löschanlage installiert.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Um die Anforderungen an eine solche Anlage für ein maximal breites Spektrum an Input-Materialen erfüllen zu können sind Mensch und Technik besonders gefordert. Beginnend von der Planung bis hin zum täglichen Betrieb der Anlage muss die Technik mit allen beteiligten Personen optimal zusammenarbeiten.
Der Wechsel zwischen den Input Materialien bzw. die Anpassung auf geänderte Zusammensetzungen erfolgt binnen kurzer Zeit über die Anlagensteuerung. Somit kann der Betreiber rasch sowohl auf kurzfristige als auch langfristige Änderungen des Inputs der Anlage reagieren und die Abhängigkeiten von den sich laufend ändernden Zusammensetzungen des Abfalls sowie allgemeinen Rahmenbedingungen reduzieren.

Optimierte Vorzerkleinerung gemischter Gewerbeabfälle auf Basis empirischer Modelle

K. Khodier
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

C. Feyerer
Komptech GmbH, Product Management and Marketing, Frohnleiten, Österreich

R. Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In der mechanischen Aufbereitung gemischter Gewerbeabfälle stellen Vorzerkleinerer für gewöhnlich den ersten Verfahrensschritt dar und sorgen nicht nur für den nötigen Aufschluss, sondern wirken auch als primäres Dosieraggregat. Entsprechend groß ist ihr Einfluss auf das Verhalten des Gesamtprozesses. Aufgrund der hohen Variabilität der Gewerbeabfälle erscheint die Gewinnung theoretischer Modelle nicht sinnvoll, um solche Vorzerkleinerer zu optimieren, da die nötigen Informationen über das Material für solche Modelle in der Praxis nicht wirtschaftlich gewonnen werden können. Zugleich erfordert die Ermittlung signifikanter empirischer Modelle den Aufwand von viel Arbeit und Geld und wurde daher bisher für die Vorzerkleinerung gemischter Gewerbeabfälle noch nicht gemacht. Diese Arbeit gibt einen Überblick sowohl über die Forschungstätigkeiten bezüglich der Datenqualität aufgrund der Probenahme bei Zerkleinerungsversuchen mit Gewerbeabfällen, als auch über Arbeiten zur Beeinflussung und potentiellen Optimierung der Zerkleinerung hinsichtlich Durchsatzverhalten, Energieverbrauch und Materialqualität mittels einstellbarer Parameter. Abschließend werden erste Überlegungen und Forschungen zur dynamischen Prozessführung der Vorzerkleinerung vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Vorzerkleinerer stellen für gewöhnlich den ersten Verfahrensschritt in mechanischen Aufbereitungsanlagen für gemischte feste Gewerbeabfälle dar. Neben ihrer eigentlichen Funktion der Zerkleinerung und des damit verbundenen Aufschlusses, sind sie – nach der Materialaufgabe, beispielsweise mittels Radladers – meistens auch für die Dosierung des Materialstroms verantwortlich und beeinflussen damit das weitere Verhalten des gesamten Prozesses. Darüber hinaus ist die Zerkleinerung die energieintensivste verfahrenstechnische Grundoperation in typischen mechanischen Aufbereitungsprozessen für feste gemischte Abfälle. Dennoch gibt es bis dato wenig fundiertes Wissen über die optimale Parametrisierung dieser – und auch nachfolgender – Maschinen. Einstellungen werden bestenfalls anhand von Erfahrungswerten gewählt, häufig wird aber auch mit einer Standardeinstellung, zum Beispiel maximal geschlossener Schnittspalt und maximale Rotor-Drehzahl, mit dem Ziel von hohen Durchsätzen und feinen Zerkleinerungsprodukten, gestartet und gegebenenfalls die Drehzahl an die Kapazität der Folgeaggregate angepasst. Bedenkt man aber die Bedeutung dieser Maschinen für den Prozess, erscheint die Erlangung fundierteren Wissens über ihr Verhalten durchaus erstrebenswert.
Dabei bergen die Besonderheiten gemischter Abfälle jedoch einige spezifische Herausforderungen. Während im Primärrohstoffsektor oftmals theoretische Modelle,

welche zum Beispiel das Bruchverhalten bestimmter Mineralien berücksichtigen, zum Einsatz kommen, sind solche für die Vielfalt an möglichen Materialien, Verbunden und Geometrien, welche in Abfällen auftreten nur schwer abzuleiten. Erschwerend kommt hinzu, dass sie auch dann wohl kaum praktisch anwendbar wären, da für neue, zu modellierende Abfälle, kaum wirtschaftlich die benötigten Informationen über die Einzelkörner gewonnen werden könnten. Modelle müssen daher von makroskopischer Natur sein und demnach empirisch-statistisch Aussagen über Beobachtungen von Prozessverhalten treffen.
Auch bei der Gewinnung solcher Modelle sind einige Herausforderungen zu meistern, welche vor allem in hohen Arbeitsaufwand und somit in hohe Kosten resultieren: gemischte Gewerbeabfälle sind hochgradig variabel, sie können sich schon von einer Radlader-Schaufel zur nächsten stark unterscheiden, vor allem aber von Charge zu Charge, da – viel stärker als zum Beispiel beim auch schon hochgradig variablen Siedlungs-Restmüll – die Herkunft, der Abfallproduzent jeder Charge, einen enormen Einfluss auf deren Zusammensetzung und Beschaffenheit hat. Während man dies beispielsweise bei Versuchen zur Siebung noch damit umgehen könnte, gesiebtes Material – im Bewusstsein potentieller geringfügiger Materialveränderungen – wiederzuverwenden, ist dies vor allem bei der Durchführung von Zerkleinerungsversuchen nicht möglich. Es muss daher mit entsprechend hoher Versuchszahl und mit Prinzipien der statistischen Versuchsplanung, insbesondere der Zufallsreihenfolge von Versuchen, der Einfluss des Materials isoliert und herausgerechnet werden um Einflüsse von Maschineneinstellungen abgesichert zu identifizieren.
Bis dato ist aber die Online-Analytik von Abfallströmen, sei es nur hinsichtlich ihrer Korngröße und Sortierzusammensetzung, nicht hinreichend ausgereift, um damit in laufenden Anlagen robuste Daten für die Modellierung zu erlangen. Es Bedarf immer noch einer Probenahme, mit entsprechenden Einbußen bei der Datenqualität, und der potenziell maschinenunterstützten, aber schlussendlich händischen Analyse der Zerkleinerungsprodukte. Auch ist es, anders als es zum Beispiel im Bereich der Fluidverfahrenstechnik üblich ist, nicht wirklich möglich, Versuche in den Labormaßstab zu übertragen. Während entsprechend kleine Maschinen für übertragbare Aussagen wohl herstellbar wären, gibt es keinen Miniatur-Gewerbeabfall, welcher eine Maßstabsverkleinerung des Eingangsmaterials erlauben würde. Demnach müssen Versuche für die Gewinnung realitätsnaher Modelle im Industriemaßstab durchgeführt werden.
Diese Erschwernisse und die damit verbundenen Kosten sind wohl der Hauptgrund, weshalb derart fundierte Untersuchungen, zumindest für gemischte Gewerbeabfälle, nicht in der Literatur zu finden sind.
Die Größe des COMET Forschungsprojekts ReWaste4.0, mit einem Konsortium bestehend aus zwei Forschungseinrichtungen und acht Industriepartnern und einem Gesamtprojektvolumen von knapp 5 Millionen Euro hat es in den Jahren seit Projektbeginn 2017 erlaubt Versuche in entsprechendem Maßstab durchzuführen und damit neue, fundierte Erkenntnisse über die Vorzerkleinerung gemischter Gewerbeabfälle zu erlangen. Diese Arbeit soll einen Überblick über die durchgeführten Untersuchungen und gewonnenen Erkenntnisse im Bereich der Vorzerkleinerung, bis hin zu Überlegungen zur dynamische Prozessführung dieser, mit entsprechenden Literaturhinweisen geben.

2 PROBENAHME UND DATENQUALITÄT

Die Durchführung von Zerkleinerungsversuchen im Industriemaßstab führt aufgrund der heute noch nötigen händischen Analyse der Zerkleinerungsprodukte unweigerlich zur Notwendigkeit von Probenahmen. Diese führen schon bei korrekter Durch-

führung zu einem Verlust an Präzision der Analysen, welcher für gewöhnlich weit höher liegt als der Fehler, welchen die eigentliche Analytik einbringt. Noch größer werden die Fehler bei falscher Probenahme. Dementsprechend gibt es international einige Normen, welche der korrekten Beprobung fester Abfälle dienen. In Österreich wird hier häufig die ÖNORM S 2127 „Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen" angewandt. Allerdings wird in der Praxis zu selten hinterfragt, ob die Probenmengen welche diese vorgibt, auch tatsächlich zur benötigten Datenqualität für den jeweiligen Zweck führen, beziehungsweise gibt die Norm auch keinen Aufschluss über die angestrebte Datenqualität.
Daher wurde zunächst die Theorie der Probenahme (theory of sampling, kurz TOS), federführend seit den 1940ern entwickelt von Pierre Gy, studiert. Diese wurde in die Planung der Vorgehensweise bei der primären Probenahme, aber auch bei Sub-Beprobungen in Form von Verjüngungen (Massenreduktion) bei der Abfallanalytik einbezogen. Jeder Schritt wurde dabei detailliert hinsichtlich potentiell auftretender Probenahmefehler analysiert, insbesondere bezüglich der sogenannten ISE (incorrect sampling errors), also vermeidbarer Probenahmefehler, welche aus falscher Durchführung resultieren. Die Probemassen wurden anhand der ÖNORM S 2127 definiert. Anschließend wurde ein umfassendes sogenanntes Wiederholungsexperiment (Replication Experiment, beschrieben in der dänische Norm DS 3077 „Representative sampling – Horizontal standard") durchgeführt, bei welchem innerhalb eines Versuchs 10 vollständige Probenahmen parallel durchgeführt wurden. Ein Vergleich der Analysen der 10 Proben erlaubt die Beurteilung des entstehenden Gesamtfehlers aus Probenahme und Analyse und verschafft somit Verständnis über die Qualität gewonnener Daten. Die Theorie der Probenahme allgemein, deren Anwendung auf die Beprobung vorzerkleinerter Abfälle, die detaillierte Analyse des Probenahmeprozesses und die Ergebnisse hinsichtlich der Datenqualität bezüglich Sieb- und Sortieranalysen finden sich bei Khodier et al. (2019). Insbesondere zeigt sich dabei, in Konformität zur Theorie der Probenahme, dass die Datenqualität, beurteilt als relativer Probenahmefehler (relative sampling variability, kurz: RSV – Standardabweichung geteilt durch Mittelwert), mit steigendem Massenanteil der untersuchten Fraktion besser wird, während der absolute Fehler ein Maximum bei einem Anteil von ca. 50 % zeigt. Dies zeigt sich deutlich in Abb. 1. Die Veröffentlichung einer Publikation hinsichtlich der Datenqualität von chemischen Analysen desselben Materials ist zeitnah geplant (Viczek et al. 2020).

3 EINFLÜSSE VON VORZERKLEINERER-PARAMETERN

3.1 Einfluss auf Durchsatzverhalten und Energieverbrauch

Unter Berücksichtigung des gewonnenen Wissens über die Datenqualität und mithilfe der gewonnenen Erfahrungen über die Durchführung von Zerkleinerungsversuchen wurde eine sehr große Versuchsreihe zur Untersuchung der Einflüsse von Zerkleinerungsgeometrie, Schnittspalt und Rotor-Drehzahl von Vorzerkleinerern der Type Komptech Terminator 5000 SD (Komptech ist ein Projektpartner) auf Durchsatz, Durchsatzgleichmäßigkeit, Energieverbrauch und sortierfraktions-spezifische Korngrößenverteilungen geplant. Dabei wurde die Methode der statistischen Versuchsplanung und Auswertung, basierend auf einem reduziert-kubischen Regressionsmodell, angewandt, um mit umsetzbarem Aufwand signifikante Aussagen zu gewinnen. In Summe wurden 32 Versuche zu je einer Stunde, in Zufallsreihenfolge und dem damit verbundenen Aufwand des häufigen Austauschs des Vorzerkleinerers, im Rahmen der Versuchskampagne Technikumslinie 4.0 im Herbst 2019 in St. Michael in der Steiermark durchgeführt. Dabei wurden nicht nur Proben, sondern

auch eine Vielzahl weiterer Daten mittels eines digitales Materialstrom-Monitoring-Systems, bestehend aus einer Bandwaage, einer laserbasierten Volumenstrommessung, einer VIS-Kamera und einer NIR-Kamera gewonnen (Versuchsaufbau siehe Abb. 2).

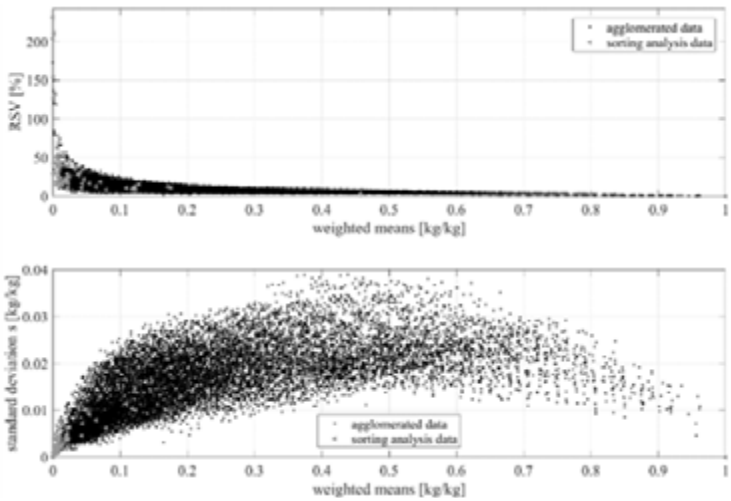


Abb. 1: Relativer und absoluter Probenahmefehler in Abhängigkeit vom Massenanteil der untersuchten Fraktion. Graue Dreiecke zeigen direkte Ergebnisse der durchgeführten Analysen, schwarze Punkte zeigen weitere Werte, welche durch Zusammenfassen von Fraktionen gewonnen wurden (Khodier et al. 2019).

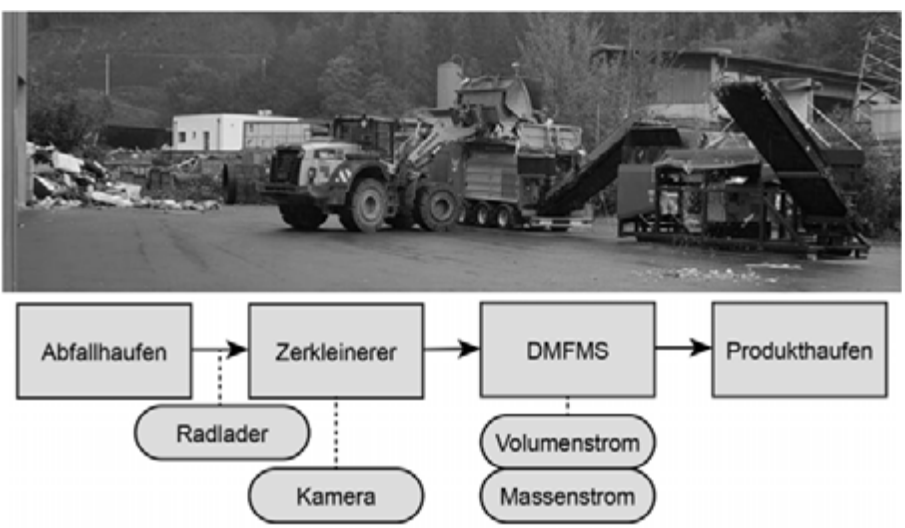


Abb. 2: Versuchsaufbau der Zerkleinerungsversuche mit digitalem Materialstrom-Monitoring-System (DMFMS).

Die Publikation von Khodier et al. (2020) beschäftig sich mit der Beeinflussung des Durchsatzverhaltens, sowie des massenspezifischen Energieverbrauchs. Darin sind sämtliche Details zur statistischen Planung der Versuche, zur Auswahl des zugrundeliegenden Regressionsmodells, sowie auch zur Durchführung der Versuche be-

schrieben. Es konnten signifikante Modelle für sämtliche untersuchte Ergebnisgrößen gewonnen werden. Diese zeigen unter anderem einen quadratischen Zusammenhang zwischen Drehzahl und Massendurchsatz, wobei der maximale Durchsatz nicht bei der Maximaldrehzahl (31 rpm), sondern bei etwa 84 % der Höchstdrehzahl erreicht wird (siehe Abb. 3).

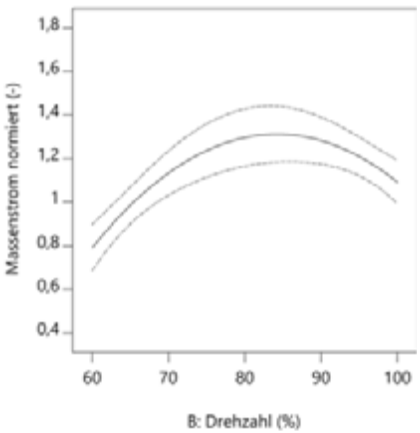


Abb. 3: Erwartungswert und 95 % Konfidenzbanden für den Einfluss der Rotordrehzahl auf den Massenstrom (normiert mit dem mittleren Massenstrom über alle Versuche), bei halb geöffnetem Schnittspalt und im Mittel über alle drei untersuchten Zerkleinerungsgeometrien.

3.2 Materialqualität

Bei der Optimierung der Prozessparameter Durchsatzverhalten und Energieverbrauch muss immer auch die Materialqualität berücksichtigt werden und sichergestellt werden, dass die Beschaffenheit der Zerkleinerungsprodukte etwaige Produktanforderungen weiterhin erfüllt. Darüber hinaus ist im Rahmen des Wissens und der Möglichkeiten auch abzuschätzen wie Veränderungen im Durchsatz, der Durchsatzstabilität und auch der Korngrößenverteilung sich auf die Performance nachfolgender Aggregate auswirkt und welche Einflüsse dies auf die Endprodukte hat. Analysen, basierend auf den Daten von Khodier et al. (2019) zeigen auch deutliche Unterschiede in den Korngrößenverteilungen unterschiedlicher Sortierfraktionen, welche zur Aufkonzentrierung von Materialien mittels Siebklassierung genutzt werden können. Insbesondere sind daher auch Einflüsse der Zerkleinerungsparameter auf die materialspezifischen Korngrößenverteilungen und die damit verbundene mögliche gezielte Beeinflussbarkeit der Konzentrationen von Materialien in bestimmten Kornklassen von Interesse. Die Daten für diese Betrachtungen wurden im Rahmen der beschriebenen Versuche in St. Michael aufgenommen, ihre Auswertung ist derzeit allerdings noch ausständig.

4 PROZESS-REGELUNG

Über das Finden einer statischen optimalen Einstellung hinaus ist auch die dynamische Prozessführung ein erstrebenswertes Ziel, welches insbesondere Potential für die Prozess-Stabilisierung hinsichtlich des Durchsatzes und der Korngrößen birgt. Die gewonnen Erkenntnisse zu den Einflüssen von Schnittspalt und Rotor-Drehzahl können hierfür genutzt werden, wobei hierfür gezielt auch die Einflüsse auf Kurz- und Mittelzeit-Schwankungen (siehe Curtis et al. 2020) untersucht werden müssen. Eine Echtzeit-Regelung bedarf auch entsprechender Messtechnik. Im ersten Schritt

wurde hierfür an der Messbarkeit der Kornklasse gemäß Trommelsieb mittels 2D-Bildern der Einzelkörner geforscht, mit vielversprechenden Ergebnissen (siehe Kandlbauer et al. 2020).
Wird damit erfolgreich eine erste hinsichtlich der Datenqualität hochwertige Online-Messung der Siebkorngröße, umgesetzt, so bildet diese die notwendige Basis für die Gewinnung großer Datenmengen, um zum Beispiel mit Methoden des maschinellen Lernens auch Korngrößenabschätzungen aus Bildmaterial von Schüttungen am Förderband umsetzen zu können.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Gewinnung verwertbarer Modelle über die Einflüsse von Vorzerkleinerer-Parametern auf deren Performance erfordert empirische Modelle, welche mit großem experimentellen Aufwand verbunden sind. Im Rahmen des Projekts ReWaste4.0 wurden sowohl Untersuchungen zur Datenqualität solcher Versuche aufgrund der Probenahme durchgeführt als auch eine große Versuchsreihe aus 32 Zerkleinerungsversuchen umgesetzt. Diese zeigt wertvolle Erkenntnisse, wie das Maximum des Massenstroms bei 84% der maximalen Rotor-Drehzahl der drei untersuchten Zerkleinerer. Daten zur Untersuchung der entstehenden Materialqualitäten wurden auch gewonnen, müssen aber erst ausgewertet werden. Auch hinsichtlich der Verbesserung der Prozessstabilität mittels dynamischer Prozessführung wurden Überlegungen angestellt und bereits erste Erkenntnisse gewonnen. Um diese tatsächlich umzusetzen, besteht aber vor allem im Bereich der materialbezogenen Echtzeit-Messtechnik noch Forschungsbedarf. Außerdem braucht eine Betrachtung der Gesamtprozess-Beeinflussung ähnliche Untersuchungen von weiteren verwendeten Aufbereitungsaggregaten, sowie Daten und Analysen zu deren Verhalten im Maschinenverbund in der Anlage.

6 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 – ReWaste4.0 – (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMDW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

Curtis, A., Küppers, B., Möllnitz, S., Khodier, K., Sarc, R., 2020. Digital material flow monitoring in waste processing – the relevance of material and throughput fluctuations. Waste Management (im Review).

Kandlbauer, L., Khodier, K., Ninevski, D., Sarc, R., 2020. Sensor-based particle size determination of shredded mixed commercial waste based on two-dimensional images. In Arbeit.

Khodier, K., Feyerer, C., Möllnitz, S., Curtis, A., Sarc, R., 2020. Parametrization dependence of the throughput behavior and energy demand of coarse shredders for mixed commercial waste. In Arbeit.

Khodier, K., Viczek, S.A., Curtis, A., Aldrian, A., O'Leary, P., Lehner, M., Sarc, R., 2019. Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. International journal of environmental science and technology. doi: 10.1007/s13762-019-02526-w

Viczek, S.A., Khodier, K., Kandlbauer, K., Aldrian, A., Sarc, R., 2020. Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part II: particle size demendent element distribution. In Arbeit.

BLUELINE – Entwicklung einer dynamisch rekonfigurierbaren Aufbereitungsanlage

G. Doninger
LINETECHNOLOGY GmbH, Forschung und Entwicklung, Waidhofen/Ybbs, Österreich

KURZFASSUNG: BLUELINE repräsentiert eine dynamisch rekonfigurierbare Aufbereitungsanlage in semimobiler Containerbauweise, deren Entwicklung in einem dreijährigen FFG-Projekt umgesetzt wurde, und die zur Aufbereitung von industriellen Reststoffen eingesetzt wird. BLUELINE verfolgt den Anspruch nahezu alle Verfahrensschritte der (trockenen) mechanisch-physikalischen Reststoffaufbereitung abzudecken, und ermöglicht damit zukünftigen Betreibern betreffend Wertstoffausbringen sowie Anlagenverfügbarkeit und -erweiterung ein bisher nicht erreichtes Maß an Flexibilität. Die durch innovative Assistenzsysteme unterstützte, dezentrale Steuerung garantiert in Kombination mit der modularen Bauweise einen intuitiven und standortunabhängigen Plug-and-Play Betrieb.

1 EINLEITUNG

Die Idee zur Entwicklung einer dynamisch rekonfigurierbaren Aufbereitungsanlage entstammt einer Forschungskooperation mit der Fa. Schaufler GmbH. Selbige bereitet an ihrem Standort unter anderem metallische Verbundstoffe auf, welche in geringen Mengen (< 100 Jato) anfallen, wodurch eine stationäre Anlage für jedes Aufgabematerial nicht wirtschaftlich betrieben werden kann. Gleichzeitig ist mit einer einzigen stationären Anlage – wo die Verkettung der Verfahrensschritte in der Regel festgelegt und unveränderbar ist – bei unterschiedlichen Stoffströmen oft kein maximales Wertstoffausbringen möglich. Eine flexible Anordnung der Aufbereitungsverfahren in Abhängigkeit des Aufgabematerials sowie dessen Vorbehandlung wäre im Sinne eines Cradle-to-Cradle Konzeptes somit notwendig. Dieser Leitgedanke prägte das BLUELINE Konzept, nach welchem Verarbeitern von industriellen Reststoffen die wirtschaftliche, standortübergreifende Aufbereitung von unterschiedlichsten Stoffströmen mit hohen Wertstoffgehalten durch flexible Anordnung der Prozessschritte ermöglicht werden soll.

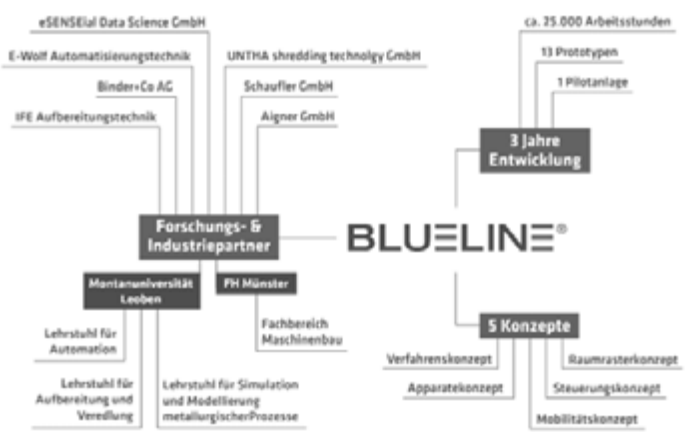


Abb. 1: Überblick über das Entwicklungsprojekt BLUELINE.

2 ALLGEMEINE PROJEKTDATEN

Eine Übersicht über das 2018 gestartete Projekt BLUELINE ist in Abb. 1 ersichtlich. Das Team der Fa. LINETECHNOLOGY GmbH besteht derzeit aus zehn Mitarbeitern. Da die gesamte Mannschaft an dem Forschungsprojekt mitarbeitet, sind in den letzten drei Jahren ca. 25.000 Personenstunden in selbiges geflossen. Als Grundlage des Projektes wurden vorab fünf Konzepte definiert, welche in Abschnitt 3 näher erläutert werden.

Die wesentlichen Industrie- und Forschungspartner sind ebenfalls in Abb. 1 ersichtlich. Deren Beiträge reichen von der Auftragsforschung zur strömungstechnischen Optimierung eines Lufttrenntisches über die Entwicklung der Steuerung als Web Progressive App hin zur Lieferung bewährter Sortiertechnologie.

3 DIE FÜNF BLUELINE KONZEPTE

3.1 Mobilitätskonzept

Der Einsatz einer BLUELINE Anlage soll weltweit erfolgen. Demnach müssen sowohl der innerbetriebliche, der regionale und auch der weltweite Transport mit konventionellen Beförderungsmitteln bewerkstelligt werden können. Die BLUELINE Module sind prinzipiell als 20 Fuß Standard-Container mit Aufnahmebügel und Transportrollen konzipiert (siehe Abb. 2). Für den innerbetrieblichen Transport sind folglich ein Hakenlift-LKW, ein Radlader oder ein Hallenkran geeignet. Für die exakte Ausrichtung kann ein eigens entwickelter motorisierter Hubwagen eingesetzt werden. Regionaler und internationaler Transport sind mit Hakenlift-LKW, Bahn sowie Schifffahrt möglich. Als Energiequelle wird lediglich ein Stromanschluss (32 A bzw. 63 A) benötigt.



Abb. 2: Ansicht eines BLUELINE Modulrahmens.

3.2 Raumrasterkonzept

Ein BLUELINE Modul ist prinzipiell ein Baukastensystem, welches aus den Komponenten

- Modulrahmen,
- Verfahrenstechnik sowie
- Förder- und Dosiertechnik, aufgebaut ist.

Der Modulrahmen ist unter anderem zum Zwecke der Maschinensicherheit über beide Längsseiten mit Wartungs- und Sicherheitstüren ausgestattet, deren Öffnen während des Betriebes ein unmittelbares Stoppen der gesamten BLUELINE Anlage zur Folge hat. Durch die Geometrie des 20 Fuß Containers sind auch die maximalen verfahrenstechnischen Dimensionen, wie beispielsweise die Siebfläche oder die Förderbandbreite eines Wirbelstromscheiders vorgegeben. Für den innermodularen Transport des Aufgabematerials ist jedes Modul mit der notwendigen Fördertechnik

(Vibrationsförderrinnen, Gurtförderer etc.) ausgestattet. Zur Materialförderung zwischen den Modulen bzw. in Behälter, Boxen etc. werden externe Gurtförderer verwendet, welche über Unterlenker mit dem Modulrahmen verankert sind und mit Stahlseilen einen definierten Neigungswinkel von 35° gewährleisten. Diese externen Gurtförderer sind in zwei unterschiedlichen Breiten und Längen erhältlich und können zwischen Modulen getauscht werden. Dieses gewählte Raumrasterkonzept ermöglicht in Kombination mit dem Mobilitätskonzept somit einen einfachen Plug-and-Play Betrieb.

3.3 Verfahrenskonzept

Mit dem Verfahrenskonzept wird der Anspruch verfolgt, Aufbereitern von industriellen Reststoffen sämtliche etablierten Prozessschritte der trockenen mechanisch-physikalischen Verfahrenstechnik zur Verfügung stellen zu können. Prinzipiell ist das Konzept derart ausgelegt, dass die Anlage zur Aufbereitung von bereits zerkleinerten Stoffströmen oder im Anschluss an eine bestehende Zerkleinerung eingesetzt wird, da beispielsweise geeignete Einwellen- oder Zweiwellen-Zerkleinerer das Modulmaß schnell übersteigen. Zum Erreichen eines gewissen Autarkiegrades ist aber ein Prallzerkleinerer zur Aufschlusszerkleinerung in Planung.

Als Aufgabe- bzw. Dosiereinheit stellt ein Bunkermodul mit Schwachfeldtrommel zur Sortierung von ferromagnetischen Partikeln in der Regel das erste Glied einer BLUELINE Anlage dar. Zum Klassieren in definierte Partikelgrößenbereiche kann in Abhängigkeit des Aufgabematerials auf drei unterschiedliche Siebmodule zurückgegriffen werden.

Die bis Ende des Forschungsjahres sowohl konstruktiv als auch fertigungstechnisch umgesetzten Module zur Sortierung nach unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften sowie potentielle Einsatzgebiete sind in Tab. 1 ersichtlich. Mit diesen Verfahrensschritten kann bereits ein beträchtlicher Anteil der zu erwartenden Stoffströme zur erfolgreichen Aufbereitung von industriellen Reststoffen abgedeckt werden.

Tab. 1: Geplante bzw. bereits umgesetzte Sortiermodule.

Sortiertechnik	Beschreibung	Mögliche Einsatzgebiete
Magnetscheidung	Starkfeldtrommel (350, 750 oder 1.000 mT) zur Sortierung schwachmagnetischer Partikel (z.B. Edelstahl)	Shredderschwerfraktion, Kabelschrott, WEEE, Altholz, Hausmüll
Wirbelstromsortierung	Wirbelstromscheider mit exzentrischem Polrad zur Sortierung von NE-Metallen im Bereich 2-200 mm	Müllverbrennungsschlacke, WEEE, Shredderschwerfraktion, Shredderleichtfraktion, EBS
	Wirbelstromscheider mit statischem Magnetsystem zur Sortierung von NE-Metallen im Bereich 0,5-8,0 mm	Kabelschrott, WEEE, ZORBA
Dichtesortierung	Lufttrennherd zur Dichtesortierung im Partikelgrößenbereich 0,1-25,0 mm	WEEE, Kabelschrott, Müllverbrennungsschlacke, ZORBA
	Sichter zur Abtrennung von Leichtstoffen aus dem Aufgabematerial	Hausmüll, Altholz, EBS
Sensorgestützte Sortierung	Kombination aus visuellem Kamerasystem und einer Induktionsleiste	ZORBA, Shredderfraktion, Müllverbrennungsschlacke, WEEE, Kabelschrott
	Kombination aus Röntgentransmissions- und visuellem Kamerasystem	

Darüber hinaus sind im Anschluss an das Forschungsprojekt bereits weitere Module zur Erweiterung der Einsatzmöglichkeiten geplant, wobei neue Module in eine bestehende BLUELINE-Anlage ohne zusätzlichen steuerungstechnischen Aufwand eingebunden werden können, die Anlage ist somit jederzeit erweiterbar. Zur Unterstützung bei Wartungs- und Rüstarbeiten sowie zur Prozesskontrolle sind beispielsweise ein Kranmodul oder ein eigenes Absaugmodul in Containerbauweise zur Gewährleistung eines autarken Betriebes konzipiert und umgesetzt worden.

3.4 Apparatekonzept

Im Apparatekonzept werden die Vorgaben aus dem Verfahrenskonzept auf Modulebene umgesetzt. Gemäß dem Grundsatz des Forschungsprojektes sind alle Apparate sowie die jeweilige Fördertechnik mit entsprechender Sensorik ausgestattet, sodass nahezu alle Prozessparameter für einen intuitiven Betrieb automatisiert eingestellt und überwacht werden.

Das Apparatekonzept soll folgend anhand des Moduls Eddy Active (siehe Abb. 3) näher beschrieben werden. Selbiges verkörpert einen Wirbelstromscheider mit exzentrischem Polrad zur Sortierung von leitfähigen Partikeln im Partikelgrößenbereich 2-200 mm. Aufgabe und Dosierung erfolgen mit einer Vibrationsförderrinne mit elektromagnetischem Antrieb (1), das Aufgabematerial wird anschließend auf einem 1,5 m breiten Förderband (2) zur Umlenktrommel transportiert, zwei Linearmotoren werden zur automatisierten Bandspannung und -regelung eingesetzt. Das Polrad (3) in der Umlenktrommel ist mit 24 Magneten bestückt, wobei die Flussdichte an der Bandoberfläche ca. 500 mT beträgt und die maximale Drehzahl mit 3.000 U/min festgelegt ist.

Intensive Entwicklungsarbeit wurde in die Entwicklung einer sich an die ballistische Flugbahn der nichtleitenden Partikel anpassende Splittereinheit (4) investiert. Unter Eingabe eines Partikelgrößen-abhängigen Offsets wird die Splitterklinge durch zwei Linearmotoren auf eine Position gestellt, welche für Standardanwendungen – z.B. Erzeugung eines NE-Konzentrates – verwendet werden kann. Ein unter dem Förderband angeordneter Rotationsbandabstreifer (5) dient zur aktiven Reinigung. Zum sicheren Materialaustrag sind für die leitende und die nichtleitende Fraktion je ein interner (6) und ein externer (7) Gurtförderer vorgesehen.

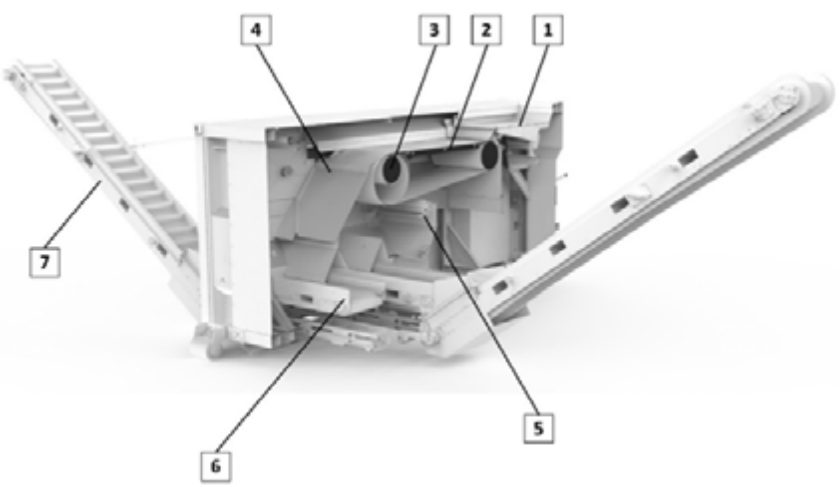


Abb. 3: Schnittbild des Moduls Eddy Active

Es ist allgemein bekannt, dass das Einbringen ferromagnetischer Störstoffe die Zerstörung des Förderbandes oder sogar des Rotors selbst zur Folge haben kann. Infolgedessen wird in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Automation der Montanuniversität Leoben an der Entwicklung einer automatischen Störstofferkennung und -austragung geforscht. Dabei wird im Eintrittsfall der erwärmte Störstoff mit einer Wärmebildkamera detektiert (siehe Abb. 4 links). Dies hat zur Folge, dass das Polrad vom Förderband wegbewegt und die Durchsatzleistung auf ein Minimum reduziert wird. Sobald der Abstand zwischen Magnetsystem und Störstoff groß genug ist, kann das ferromagnetische Partikel die Umlenktrommel verlassen, das Polrad kehrt zur ursprünglichen Position zurück und die Durchsatzleistung wird wieder erhöht (siehe Abb. 4 rechts).

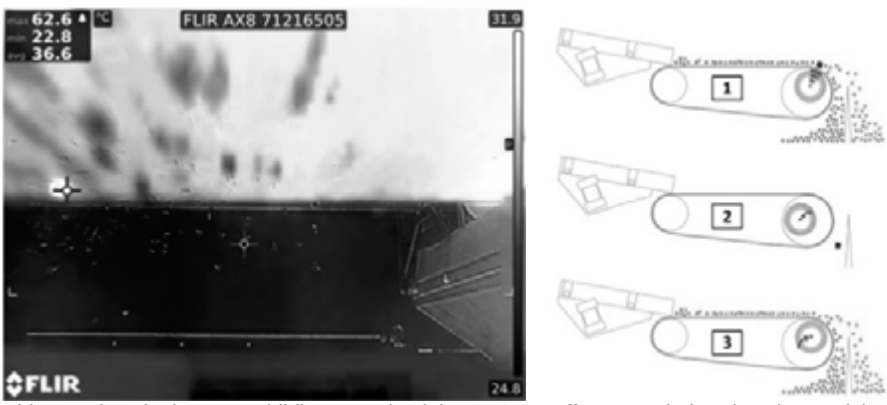


Abb. 4: Ein mittels Wärmebildkamera detektierter Störstoff am Förderband, gekennzeichnet durch das Fadenkreuz (links); Abfolge der Störstofferkennung und -austragung (rechts).

3.5 Steuerungskonzept

Das innovative Steuerungskonzept beruht auf dem Prinzip der dezentralen Anlagenverwaltung mit Verwaltungsknoten, wobei sowohl Prozesskontrolle als auch -steuerung einer beliebig verketteten BLUELINE Aufbereitungslinie im Anschluss an das Positionieren und Rüsten der Module von nur einer Person über ein Bedienpanel bewerkstelligt werden kann. Die entwickelte Steuerung ist als Progressive Web App ausgeführt und leitet den Benutzer Schritt für Schritt durch den gesamten Aufstellprozess, beginnend vom Festlegen des Anlagendesigns über das Einstellen der Parameter hin zum Aufstellen und Starten der Anlage.

Zur Veranschaulichung ist in Abb. 5 (links) ein aus drei Modulen bestehendes digitales Anlagenlayout abgebildet, dabei werden auch die Abmessungen der Anlage angezeigt. Bei Anwählen eines Moduls können in der entsprechenden Schnittansicht (siehe Abb. 5 rechts) durch Auswählen der entsprechenden Komponente die Parameter, wie Drehzahl oder Förderbandgeschwindigkeit, eingestellt werden. Eine Besonderheit besteht darin, dass ein Anlagenlayout mit sämtlichen Betriebseinstellungen der Module aufgrund der verwendeten Sensorik für einen Stoffstrom gespeichert und zu einem späteren Zeitpunkt wieder geladen werden kann. Es müssen lediglich die Module physisch korrekt positioniert werden. Hierfür wird der Betreiber durch moderne Assistenzsysteme unterstützt, welche beispielsweise auf Basis von UWB-Sensoren oder Neigungssensoren zur exakten Positionierung bzw. Nivellierung arbeiten.

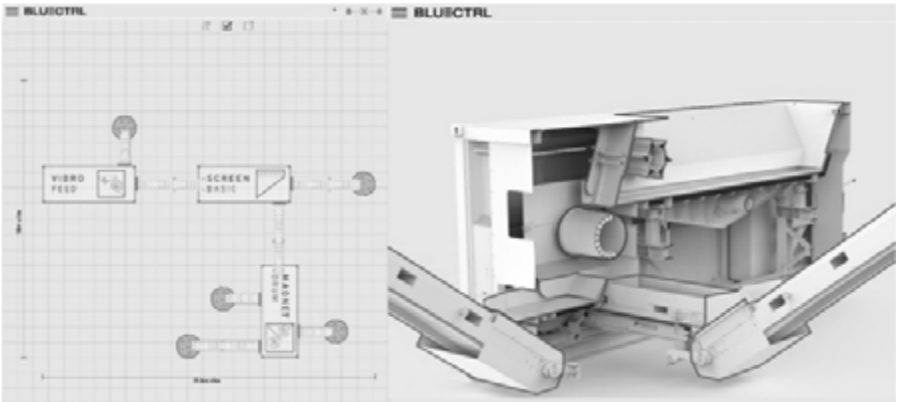


Abb. 5: Visualisierung der Progressive Web App der BLUELINE Anlage.

Die Kommunikation zwischen den Modulen und dem Bedienteil erfolgt mittels WLAN, wodurch ein – die Versorgungskabel ausgenommen – kabelloser Betrieb gewährleistet wird. Eine besondere Herausforderung stellte die dynamische Anordnung der Module für die Netzwerk- und Sicherheitstechnik dar. So haben beispielsweise eine Störung oder das Drücken des Not-Halt Tasters eines beliebigen Moduls das Stoppen der gesamten Anlage zur Folge.

4 PILOTANLAGE

Die zielorientierte Entwicklung einer solchen Anlage bzw. der einzelnen Module ist ohne einen parallelen Testbetrieb in industrieller Umgebung nicht möglich. Dahingehend besteht seit Beginn des Projektes eine Kooperation mit der Fa. Schaufler GmbH, bei welcher alle Prototypen getestet und auftretende Schwachstellen beseitigt werden. So wurden etwa Standardkomponenten des Raumrasterkonzeptes, wie die internen Gurtförderer und deren Übergabestellen auf die externen Gurtförderer, im Zuge des Forschungsprojektes mehrmals überarbeitet und optimiert.
Ende 2020 soll bei Fa. Schaufler die neue Verbundstoffaufbereitung in Betrieb gehen, bei welcher für die gesamte Sieb- und Sortiertechnik ausschließlich BLUELINE Module eingesetzt werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Mit der Entwicklung der BLUELINE Anlage soll ein weiterer wichtiger Beitrag zur Erhöhung der Recyclingquoten bzw. zum Erreichen der Kreislaufwirtschaft beigesteuert werden. Durch die semimobile Ausführung der Module sowie die flexible Anordnung selbiger soll die wirtschaftliche Aufbereitung selbst für kleine Chargen von industriellen Reststoffen ermöglicht werden.
Aufgrund des eigens entwickelten Steuerungskonzeptes und der modularen Bauweise ist die Erweiterung einer BLUELINE Anlage mit weiteren Modulen jederzeit möglich. Damit wird garantiert, dass zukünftige Betreiber immer am Stand der Technik bleiben.

Mehr Recycling – Hat der Ersatzbrennstoff noch Zukunft?

G. Schmidt
Saubermacher Dienstleistungs AG, Strategischer Projektentwickler, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Aktuell werden in Österreich rund 40 % der Siedlungsabfälle in 11 Abfallverbrennungsanlagen und 51 Mitverbrennungsanlagen thermisch verwertet. Werden die EU Ziele mit 60 % stofflicher Verwertung für das Jahr 2030 bzw. 65 % für das Jahr 2035 erreicht, muss im Gegenzug der Anteil an thermischer Verwertung sinken. Die stoffliche Verwertung hat aber ihre ökologischen und technischen Grenzen. Deshalb wird die thermische Verwertung auch in Zukunft sinnvoll sein, zur Ausschleusung gefährlicher Stoffe, Rückgewinnung/Recycling wichtiger Wertstoffe und zur Erreichung der Klima- und Energieziele der EU. Durch Bevölkerungszuwachs und Wirtschaftswachstum wird die Menge an thermisch zu verwertenden Abfällen trotz höherer Recyclingquoten bis 2030 um rund 800.000 bis 1,1 Mio. t/a steigen. Parallel dazu werden die Anlagenkapazitäten um mindestens 800.000 t/a steigen. Trotzdem ist in einzelnen Teilbereichen wie z.B. der Hochkalorik für die Zementindustrie mit abnehmenden Mengen zu rechnen.

1 EINLEITUNG

Im Jahr 1963 ging die erste österreichische Abfallverbrennungsanlage (MVA Flötzersteig) in Betrieb. Durch das Verbot der Ablagerung von rezyklierbaren und brennbaren Abfällen im Jahr 2004 bzw. 2008 konnte eine eindrucksvolle Trendwende weg von der Deponierung, hin zum Recycling und zur thermischen Verwertung von Abfällen erreicht werden. Heute werden rund 58 % des Siedlungsabfalles stofflich und in 11 Abfallverbrennungsanlagen und 51 Mitverbrennungsanlagen rund 40 % der Siedlungsabfälle thermisch verwertet. (ÖWAV 2020, Eurostat 2020)

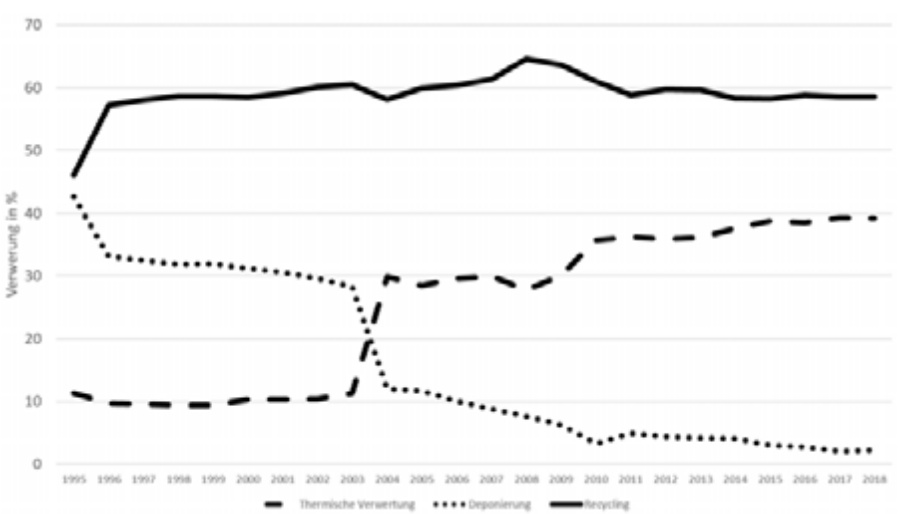


Abb. 1: Behandlung von Siedlungsabfällen in Österreich: 1995-2018 (Quelle: Eurostat 2020).

Die Zielvorgaben von Seiten der EU sind für das Jahr 2030 eine stoffliche Verwertungsquote von 60 % und für das Jahr 2035 von 65 %. Dies kann nur durch eine Reduzierung der thermischen Verwertungsquote erreicht werden. Deshalb stellt sich die Frage, welche Zukunft der Ersatzbrennstoff in Österreich noch hat.

2 IST EINE THERMISCHE VERWERTUNG ÜBERHAUPT NOCH SINNVOLL?

Die stoffliche Verwertung stößt früher oder später an ihre Grenzen. Diverse Abfälle sind aufgrund ihres Schadstoffgehaltes und ihrer Zusammensetzung für das Recycling nicht geeignet.
Ein gutes Beispiel dafür sind Rejecte aus der Papier- oder Kunststoffindustrie. Diese Rejecte sind Fraktionen, die beim Verwerter ausgeschleust werden, weil sie für die stoffliche Verwertung nicht geeignet sind. Auf Grund ihres Heizwertes können sie aber gut für die thermische Verwertung verwendet werden. Die thermische Verwertung ist dabei kein Konkurrent zur stofflichen Verwertung, sondern ein notwendiger Partner! In einigen Papierfabriken werden diese Rejecte selber thermisch verwertet und dienen somit zur Energieversorgung für die Papierproduktion.
Ein anderes Beispiel ist Klärschlamm. Dieser könnte theoretisch als stoffliche Verwertung auf Äckern aufgebracht werden. Im Klärschlamm sind jedoch viele Schadstoffe aus den Abwässern enthalten. Diese Schadstoffe können Schwermetalle oder Rückstände von Medikamenten sein, die nicht in unsere Lebensmittel gelangen dürfen. In Zukunft soll laut Gesetzgeber in Österreich ein Großteil der kommunalen Klärschlämme in Mono-Verbrennungsanlagen thermisch verwertet werden um das Phosphor aus der Asche rückgewinnen zu können (BMNT 2017).
Für viele gefährliche Abfälle ist eine stoffliche Verwertung extrem schwer, bis gar nicht möglich.

Für all diese vorhin genannten und viele anderen Abfallfraktionen wird auch in Zukunft die thermische Verwertung notwendig sein. Eine thermische Verwertung ist sinnvoll zur:

- Ausschleusung oder Vernichtung gefährlicher Stoffe,
- Rückgewinnung/Recycling wichtiger Wertstoffe
  - Phosphorrecycling aus Klärschlammasche,
  - Gips aus der Rauchgasreinigung,
  - Glas aus Bettaschen von Wirbelschichtöfen,
  - Beim „Co-Processing“ in der Zementindustrie werden die in den Brennstoffen enthaltenen Mineralien als Rohstoffe verwertet und
- Erreichung der Klima- und Energieziele der EU
  - Reduzierung von klimaschädlichem Methan (28-faches Treibhausgaspotential) im Vergleich zur Deponierung,
  - Ersatz fossiler Energieträger durch Nutzung der Energie für Stromproduktion, Wärme und/oder Prozessdampf.

Eine thermische Verwertung ist nicht sinnvoll, wenn die Materialien gut stofflich verwertbar sind, weil ansonsten wertvolle Ersatzrohstoffe (Papier, Edelmetalle,…) verloren gehen.

3 MARKTENTWICKLUNG DER THERMISCHEN VERWERTUNG

3.1 Abfallmengen

3.1.1 Siedlungsabfälle

Im Jahr 2004 gab es in Österreich rund 3,4 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle (UBA 2009). Im Jahr 2018 waren es bereits rund 4,4 Mio. Tonnen (BMK 2020). Dies entspricht einer durchschnittlichen Steigerungsrate von 2,1 % pro Jahr. Es ist davon auszugehen, dass die Corona Krise – ähnlich wie die Wirtschaftskrise 2008 – mittelfristig keine nennenswerten Auswirkungen auf die Entwicklung der Gesamtmenge an Siedlungsabfällen haben wird. Bei gleichbleibender jährlicher Steigerungsrate von 2,1 %, wären somit im Jahr 2030 rund 5,6 Mio. und 2035 rund 6,2 Mio. Tonnen an Siedlungsabfällen vorhanden.

Im Jahr 2018 sind rund 2,2 % der Siedlungsabfälle in Österreich deponiert worden (Eurostat 2020). Nachdem keine nennenswerten Änderungen zu erwarten sind, wird für die Berechnung auch in Zukunft von 2,2 % ausgegangen. Wenn die stoffliche Verwertungsquote von 58,5 % aus dem Jahr 2018 beibehalten wird, müssten bis 2025 rund 250.000 t/a mehr thermisch verwertet werden. Um nur das Ziel von 55 % stoffliche Verwertungsquote zu erreichen, müssten rund 450.000 t/a mehr thermisch verwertet werden.

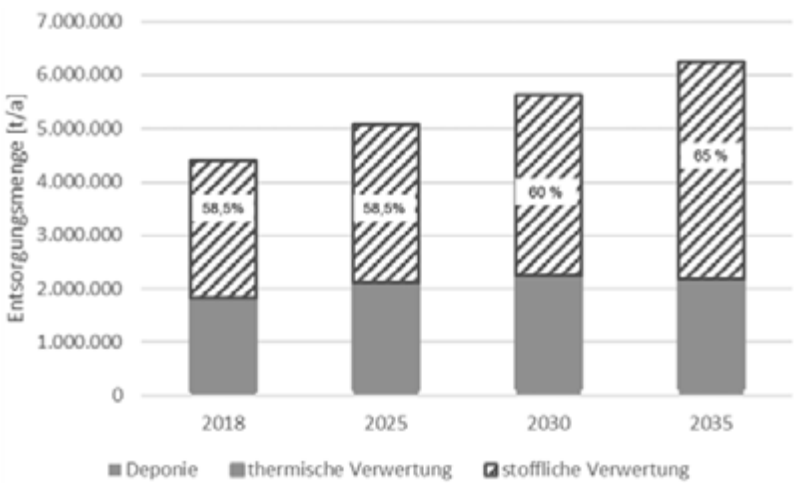


Abb. 2: Entsorgungswege der Siedlungsabfälle in Österreich zur Erreichung der EU Ziele.

Für die Erreichung des Zieles für 2030 ist eine Steigerung der thermischen Verwertungsmenge um rund 400.000 t/a im Vergleich zu 2018 notwendig. Erst dann reduziert sich für das 2035 Ziel die thermische Verwertungsmenge um rund 100.000 t/a. Dies sind aber immer noch 300.000 t/a mehr als im Basisjahr 2018.

3.1.2 Sonstige Abfälle für die thermische Verwertung

Neben den Siedlungsabfällen spielen thermisch verwertbare Fraktionen aus dem Bereich Gewerbe und Industrie, sowie diverse Schlämme eine große Rolle. Inklusive den Siedlungsabfällen wurden in Summe in Österreich im Jahr 2018 rund 4,2 Mio. Tonnen Abfälle thermisch behandelt (BMK 2020). Nachdem laut Eurostat rund 1,7 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle in Österreich thermisch behandelt wurden, müssen

rund 2,5 Mio. Tonnen Nicht-Siedlungsabfälle sein. Für diese Abfälle gelten nicht die EU-Zielvorgaben für die stofflichen Verwertungsquoten. Bei einer theoretischen jährlichen Mengensteigerung von 2 % (z.B. durch Wirtschaftswachstum) und keiner Erhöhung der stofflichen Verwertungsquote, wären dies rund 50.000 t/a an zusätzlichen Mengen für die thermische Verwertung.

3.1.3 Mengenauswirkung auf den Bereich der thermischen Verwertung

Szenario 1: Einhaltung der gesetzlichen Zielvorgaben:
Im Vergleich zum Basisjahr 2018 ist bis zum Jahr 2030 in Summe, trotz gesetzlich steigender stofflichen Verwertungsquoten, mit einer mengenmäßigen Zunahme der thermischen Verwertung von rund 1,1 Mio. Tonnen zu rechnen.

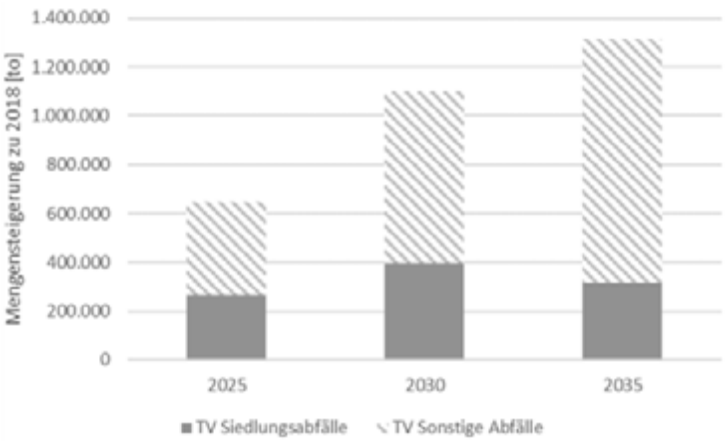


Abb. 3: Szenario 1: Zunahme der thermischen Verwertungsmengen im Vergleich zu 2018.

Szenario 2: Neben der Einhaltung der Zielvorgaben, bleibt zusätzlich ab 2025 die thermische Verwertungsmenge von nicht Siedlungsabfällen durch Steigerung der stofflichen Verwertung konstant

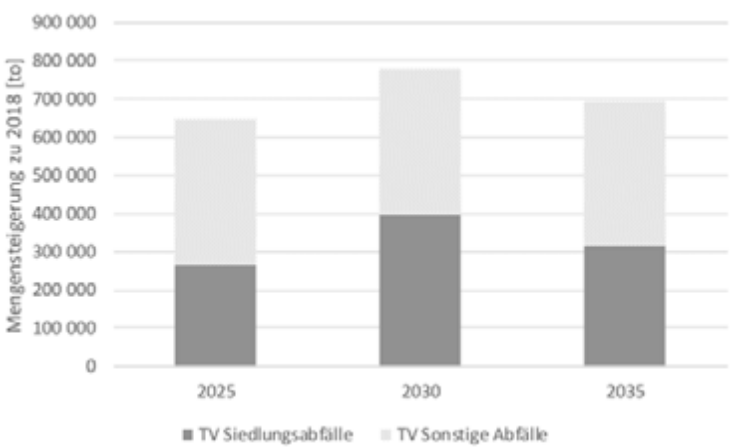


Abb. 4: Szenario 2: Zunahme der thermischen Verwertungsmenge im Vergleich zu 2018

Bei diesem Szenario ist bis zum Jahr 2030 mit einer mengenmäßigen Zunahme der thermischen Verwertung von rund 800.000 Tonnen zu rechnen.

Wesentlich für den österreichischen Abfallmarkt sind auch die Import- und Exportmengen. Im Jahr 2017 wurden rund 650.000 Tonnen an brennbaren Abfällen nach Österreich importiert und ungefähr gleich viel exportiert (BMNT 2018). Der Import erfolgte hauptsächlich aus Italien und Slowenien, der Export ging überwiegend in die Slowakei und nach Tschechien. Slowenien versucht derzeit eigene thermische Verwertungslösungen zu errichten. Dadurch ist mittelfristig mit leicht sinkenden Importmengen zu rechnen. In Tschechien und der Slowakei wird der Bedarf nach ländereigenen thermischen Verwertungslösungen durch die EU Zielvorgaben steigen.

3.2 Entwicklung der Anlagenkapazitäten

Vor Ausbruch der Corona-Krise waren die thermischen Behandlungsanlagen in Österreich praktisch voll ausgelastet (BMK 2020). Es gibt einige neue Anlagenprojekte die unterschiedlich weit sind. Am konkretesten ist die Wirbelschichtanlage der Norske Skog in Bruck an der Mur mit einer Kapazität von rund 150.000 t/a. Diese Anlage soll 2022 in Betrieb gehen. Es ist davon auszugehen, dass noch weitere Anlagen errichtet werden.
Die österreichische Zementindustrie setzt aktuell rund 550.000 t/a an Ersatzbrennstoffen ein. Damit werden rund 81 % des thermischen Energiebedarfs abgedeckt (Mauschitz 2019). Das theoretisch noch vorhandene thermische Verwertungspotential in der österreichischen Zementindustrie ist somit bei rund 100.000 t/a.
Laut Bundesabfallwirtschaftsplan sollen bis 2030 rund 65-85 % des in Österreich anfallenden Klärschlamms einer Phosphorrückgewinnung zugeführt werden. Eine technische Möglichkeit ist die der Monoverbrennung von Klärschlämmen (BMNT 2017). Im Jahr 2018 wurden rund 47 % der kommunalen Klärschlämme nicht thermisch verwertet. Um die Ziele des Ministeriums zu erreichen, wären neue thermische Kapazitäten von rund 300.000 t/a (gerechnet mit 30 %TS) notwendig.
Zu berücksichtigen ist auch die mittelfristige Veränderung des Heizwertes. Durch höhere stoffliche Verwertungsquoten im Bereich der Kunststoffe, werden auch die Heizwerte im Bereich gemischter Siedlungsabfälle bzw. Gewerbeabfälle zurückgehen. Sinkt der Heizwert z.B. von 12 MJ/kg auf 11 MJ/kg muss, damit der gleiche Energieoutput erreicht wird, die Inputmenge um rund 9 % erhöht werden. Dies würde bedeuten, dass die Menge der derzeit in MVAs und Wirbelschichtanlagen eingesetzten Abfälle um rund 230.000 t/a gesteigert werden könnte.
In Summe werden somit in Österreich bis zum Jahr 2030 die thermischen Verwertungskapazitäten in Österreich um mindestens 800.000 t/a steigen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Auch in Zukunft wird die thermische Verwertung von Abfällen in Österreich eine große Rolle spielen. Die eingesetzten Mengen werden sogar in Summe, trotz höherer stoffliche Verwertungsquoten, steigen. Hauptgründe dafür sind die Bevölkerungszunahme und das Wirtschaftswachstum, wodurch auch die Gesamtabfallmengen steigen werden. Die Anlagenkapazitäten werden ebenfalls zunehmen.
Im Detail betrachtet, gibt es aber für die Anlagen trotzdem Problemfelder, die folgend kurz skizziert werden:

<u>Müllverbrennungsanlagen:</u>
In Summe muss davon ausgegangen werden, dass die unbehandelten Restmüllmengen sinken werden durch:

- vermehrte getrennte Sammlung und
- vorgelagerte Aufbereitungsanlagen um Wertstoffe rückzugewinnen.

Aber auch der Heizwert wird sinken, wodurch die notwendigen Inputmengen für eine Vollauslastung steigen werden. Einige Anlagen könnten somit ein Auslastungsproblem bekommen.

Wirbelschichtanlagen:
Jede Wirbelschichtanlage setzt auch Klärschlamm ein. Wenn die gesetzlichen Rahmenbedingungen Richtung Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen sehr streng werden, verlieren die Wirbelschichtanlagen den Brennstoff Klärschlamm.

Zementwerke:
Hier sind größere Mengenprobleme im Bereich der Hochkalorik zu erwarten. Die Hochkalorik besteht überwiegend aus Kunststofffraktionen. Durch eine bessere getrennte Sammlung und besseres Sortieren, ist mit einer Abnahme der geeigneten Mengen zu rechnen. Dazu kommt das Potential des „chemischen Recyclings", das ebenfalls teilweise die gleichen Abfallfraktionen benötigt.

LITERATUR

BMK (Bundesministerium Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (2020) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Bestandsaufnahme 2020*, Wien

BMNT (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2018), Wien

BMNT (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus) (2017) *Der Bundesabfallwirtschaftsplan 2017*, Teil 1, Wien

EUROSTAT (2020): Siedlungsabfälle nach Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen [env_wasmun] http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do (letzter Abruf: 02.08.2020)

Mauschitz G. (2019) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Berichtsjahr 2018*, Wien

Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) (2020) *ÖWAV ExpertInnenpapier - Der Stellenwert der thermischen Abfallverwertung in der Kreislaufwirtschaft am Beispiel Österreich*, Wien

Umweltbundesamt GmbH (2009) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Statusbericht 2009*, Klagenfurt

Co-Processing von Ersatzbrennstoffen: Beitrag der Zementindustrie zur Recyclingrate

S.A. Viczek, A. Aldrian & R. Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

C. Lampl
Lafarge Zementwerke GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Werden Ersatzbrennstoffe (EBS) aus nicht gefährlichen Siedlungs- und Gewerbeabfällen in der Zementindustrie mitverbrannt, wird dieser Prozess in der Abfallhierarchie der thermischen Verwertung zugeordnet. Die Asche, die bei der Verbrennung des EBS entsteht, wird beim Co-Processing jedoch in das Produkt, den Zementklinker, eingebunden. Bestimmte Aschebestandteile (z.B.: CaO, SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3), die einen Großteil (rd. 76 %) der EBS Asche ausmachen, stellen außerdem wichtige Rohstoffe für die Zementherstellung dar und werden üblicherweise in Form von Primär- oder Sekundärrohstoffen eingebracht (z.B. Kalkstein, Ton, Sand, Eisenerz, Walzzunder, Kalkschlämme etc.). Aus diesem Grund können EBS nicht nur Primärbrennstoffe ersetzen, sondern zu bestimmten Teilen auch zur Substitution von Primärrohstoffen beitragen, weshalb ein bestimmter Anteil des EBS beim Co-Processing technisch gesehen stofflich verwertet wird. Der genaue Anteil kann mit Hilfe des R-Index, der auf Ascheuntersuchungen basiert, bestimmt werden. Eine „gemischte Verwertung“, bei der sowohl die thermische als auch stoffliche Verwertung berücksichtigt wird, ist in einzelnen Ländern der Europäischen Union bereits anerkannt. Die Europäische Union hat bis 2028 Zeit, um zu entscheiden, ob das Recycling mineralischer Bestandteile beim Co-Processing den Recyclingquoten des EU Kreislaufwirtschaftspakets angerechnet werden soll. Im Falle einer Anerkennung könnte die Zementindustrie in Österreich einen Recyclingbeitrag in der Größenordnung von ca. 1 % des Gesamtsiedlungsabfallaufkommens leisten. Einen wichtigen Grundstein legt dabei eine Norm zur Bestimmung des R-Index, die derzeit erarbeitet wird und mit deren Fertigstellung voraussichtlich 2023 zu rechnen ist.



1 CO-PROCESSING VON ERSATZBRENNSTOFFEN

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) gewinnt in der Zementindustrie immer mehr an Bedeutung. In Österreich besonders hervorzuheben sind dabei kunststoffreiche EBS, die mittlerweile den größten Anteil der eingesetzten Ersatzbrennstoffe ausmachen (Mauschitz 2019; Sarc et al. 2020). Die Thermische Substitutionsrate (TSR), also der Anteil thermischer Energie, der über alternative Brennstoffe statt fossiler Brennstoffe gedeckt wird, ist zudem weltweit im Steigen begriffen (Sarc et al. 2019). Werden Ersatzbrennstoffe in der Zementindustrie mitverbrannt, wird von Co-Processing gesprochen, da es sich nicht um eine reine Mitverbrennung und energetische Verwertung handelt, sondern gleichzeitig auch der mineralische Anteil (d.h. die Asche) der eingesetzten Brennstoffe stofflich recycelt wird (Basel Convention 2012; Lamas et al. 2013; Vodegel et al. 2018). Die Asche wird im Drehrohrofen in den Klinker eingebunden und verbleibt als Klinkerbestandteil im Produkt.
EBS Aschen bestehen hauptsächlich aus CaO, SiO2, Al_2O_3 und Fe_2O_3 und somit aus den vier chemischen Hauptbestandteilen von Zementklinker. Weiters enthalten sie auch andere Komponenten, die typischerweise in Klinker vorkommen (Dunnu et al. 2010; Hilber et al. 2007; Kuna 2015; Pohl et al. 2011; Viczek et al. 2020; Wagland et al. 2011), vgl. Abb. 1. Das bedeutet, dass die EBS Asche durch ihre Einbindung in den Zementklinker einen gewissen Anteil der benötigten Rohstoffe ersetzen kann. Auf diese Weise werden beim Co-Processing nicht nur fossile Brennstoffe, sondern auch ein Teil der Rohmaterialien bzw. Primärrohstoffe, die für die Zementherstellung benötigt werden, ersetzt (Basel Convention 2012; Lamas et al. 2013; Vodegel et al. 2018). Auf technischer und stofflicher Ebene betrachtet bedeutet dies einerseits, dass ein bestimmter Anteil der eingesetzten EBS stofflich recycelt wird, und andererseits auch, dass ein bestimmter Anteil des Zements aus diesem recycelten Material besteht.
Auch die Zementindustrie könnte dadurch einen Beitrag zur Erreichung der im EU Kreislaufwirtschaftspaket festgelegten Recyclingziele leisten, sofern der recycelte bzw. in den Klinker eingebundene Anteil des EBS auch rechtlich als stoffliches Recycling anerkannt und den EU Recyclingzielen zugerechnet wird. An der Montanuniversität Leoben wurde daher mittels Analysen des Aschegehalts und der Aschezusammensetzung damit begonnen, eine wissenschaftlich fundierte Datengrundlage für diese Fragestellung zu schaffen.

2 RECHTLICHER RAHMEN

Rechtlich wird das Co-Processing aktuell als reine energetische Verwertung eingestuft (R1 Verfahren: „Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung“ (European Commission (EC) 2008)). In einzelnen Ländern wurde jedoch bereits eine „gemischte Verwertung“, also die teilweise energetische und teilweise stoffliche Verwertung, für bestimmte Abfallströme anerkannt (Viczek et al. 2020):

- Ungarn: IPPC Genehmigungen mancher Zementwerke beinhalten die Anerkennung von 15 % stofflicher Verwertung und 85 % energetischer Verwertung beim Co-Processing von Altreifen (Lafarge 2019). Die Regelung steht in Zusammenhang mit dem Eisengehalt (ÖHÜ 2011).
- Frankreich: Beim Co-Processing von Altreifen werden 23,75 % als stofflich verwertet angesehen (Aliapur 2016, 2019; Collet 2016).
- Portugal: Seit 2014 wird unter bestimmten Voraussetzungen die gemischte Verwertung in R1 Verfahren anerkannt (Assembleia da República Portugal 2014). Für verschiedene Ersatzbrennstoffe werden durchschnittlich 14 % stoffliche Verwertung von verschiedenen Ersatzbrennstoffen erzielt und anerkannt (CIMPOR 2016).

Die Möglichkeit der Anerkennung des stofflichen Recyclings wird mittlerweile auch von der Europäischen Union bei der Festlegung der Recyclingziele in Betracht gezogen:
„Die Kommission überprüft die Technologie für die gemeinsame Verarbeitung, die die Einbeziehung von mineralischen Stoffen aus der Mitverbrennung von Siedlungsabfällen ermöglicht. Wenn im Rahmen dieser Überprüfung ein zuverlässiges Verfahren gefunden wird, prüft die Kommission, ob solche Minerale auf die Recyclingziele angerechnet werden können“ (European Commission (EC) 2018)
Vorerst wurde das Anerkennen des recycelten mineralischen Anteils jedoch ausgeschlossen:
„Werden Abfallmaterialien in Siedlungsabfällen Verwertungsverfahren zugeführt, bei denen diese Materialien hauptsächlich als Brennstoff oder anderes Mittel zur Energieerzeugung verwendet werden, so wird der Output solcher Verfahren, der Gegenstand einer stofflichen Verwertung ist, wie beispielsweise die mineralische Fraktion aus der Bodenasche aus Verbrennungsanlagen oder Klinker aus der Mitverbrennung, nicht für die Menge recycelter Siedlungsabfälle berücksichtigt, ausgenommen Metalle, die nach der Verbrennung der Siedlungsabfälle abgetrennt und recycelt werden. Metalle, die in die mineralischen Rückstände des Mitverbrennungsverfahrens von Siedlungsabfällen eingebunden sind, werden nicht als recycelt gemeldet.“ (European Commission (EC) 2019)
Recycling beim Co-Processing wird demnach aktuell noch nicht den Recyclingzielen zugerechnet, die Europäische Kommission wird aber laut Artikel 11(7) der geänderten Abfallrahmenrichtlinie (European Commission (EC) 2018) bis 2028 beurteilen, ob das Recycling beim Co-Processing auf die Recyclingziele angerechnet werden soll.

3 BESTIMMUNG DES RECYCLING-INDEX

Um die Entscheidung, Recycling beim Co-Processing den Recyclingzielen anzurechnen, auf Basis wissenschaftlicher Daten durchführen zu können, sind eine Reihe chemischer Analysen einer ausreichend großen Zahl von EBS aus Kunststoffabfällen und anderen alternativen Brennstoffen notwendig. Verschiedene Methoden zur Bestimmung des R-Index, also dem Anteil des EBS, der beim Co-Processing durch Einbinden in den Klinker recycelt wird, wurde an der Montanuniversität in Kooperation mit Lafarge Zementwerke GmbH und der FH Münster entwickelt, validiert und angewendet. Die Methodenentwicklung und Ergebnisse für 80 EBS Proben wurden in Aldrian et al. (2020) und Viczek et al. (2020) detailliert beschrieben und werden nachfolgend kurz zusammengefasst.
Bei der Methodenentwicklung wurden neben verschiedenen Analyseverfahren auch drei verschiedene Veraschungstemperaturen getestet. Veraschungstemperaturen von 815 °C bis 950 °C liefern gleichwertige Ergebnisse hinsichtlich des Aschegehaltes, während bei 550 °C ein höherer Aschegehalt beobachtet wurde (Aldrian et al. 2020). Der durchschnittliche Aschegehalt der untersuchten 80 EBS Proben bei 950 °C liegt bei 18 ± 7 $\%_{TS}$, wobei die Asche zu 77 ± 6 $\%_{TS}$ aus den vier chemischen Hauptbestandteilen von Zementklinker (SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3 und CaO) besteht (Viczek et al. 2020). Abb. 1 zeigt die durchschnittliche Zusammensetzung der Aschen.
Der R-Index, also der Anteil des EBS, der beim Co-Processing stofflich recycelt wird, wird anhand folgender Formel berechnet (Aldrian et al. 2020):

$$R - index = \frac{AC}{100} \cdot (w_1 + w_2 + \cdots + w_n) \quad (1)$$

wobei AC dem Aschegehalt [Gew.-$\%_{TS}$] und w_1 … w_n dem Masseanteil ausgewählter Elementoxide an der Gesamtasche [Gew.-$\%_{TS}$] entspricht. Je nachdem, welche Elementoxide diesem R-Index zugerechnet werden, ergibt sich schließlich ein R-Index von 13,5 bis 17,4 % (vgl. Tab. 2).

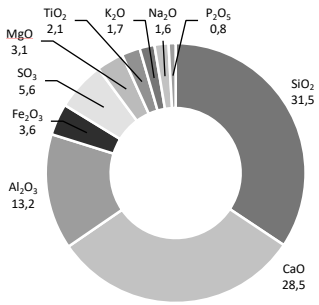


Abb. 1: Durchschnittliche Zusammensetzung (in Gewichtsprozent TS) der 80 untersuchten EBS Aschen (nicht normiert) (Viczek et al. 2020).

In Deutschland haben Flamme et al. (2020) außerdem die Aschezusammensetzung von EBS aus dem Siedlungs- und Gewerbeabfallbereich gesondert untersucht und dabei kaum herkunftsbezogene Unterschiede festgestellt. Mit Aschegehalten zwischen 8 und 17 % und einem durchschnittlichen Anteil von SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3 und CaO von ca. 80 % liegen die Ergebnisse außerdem in derselben Größenordnung wie bei Viczek et al. (2020).

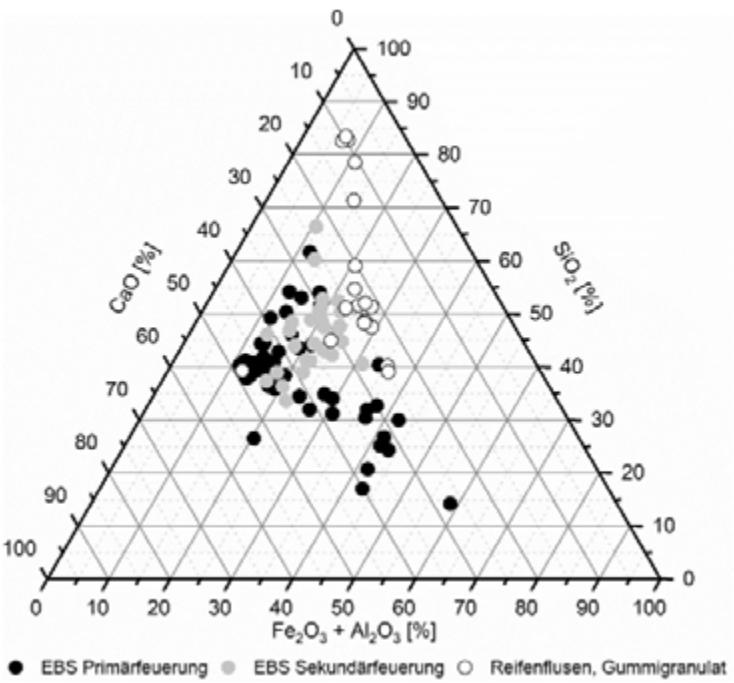


Abb. 2: Verhältnis von CaO : SiO_2 : (Fe_2O_3+Al_2O_3) in EBS Aschen (950 °C) (Viczek et al. 2020) und Aschen von Reifenflusen bzw. Gummigranulat (950 °C, Daten freundlicherweise von Lafarge zur Verfügung gestellt).

Der Vergleich von EBS Aschen mit Aschen von Reifenflusen und Gummigranulat in Abb. 2 zeigt, dass sich das Verhältnis von CaO : SiO_2 : (Fe_2O_3+Al_2O_3) in den Aschen dieser Brennstoffe unterscheidet. Während EBS Aschen zu knapp unter 80 % (Flamme et al. 2020; Viczek et al. 2020) aus diesen 4 Oxiden bestehen, sind es bei

der Asche von Reifenflusen und Gummigranulat im Durchschnitt nur 68 %. Das liegt vor allem daran, dass die Asche von Reifenflusen und Gummigranulat im Gegensatz zu anderen EBS Aschen erhebliche Anteile ZnO (im Durchschnitt ca. 25 %, Daten freundlicherweise von Lafarge zur Verfügung gestellt) aufweist. Die unterschiedliche Zusammensetzung muss bei einer zukünftigen Ausweitung der Analysen auf andere Arten alternativer Brennstoffe berücksichtigt werden.

4 ASCHEGEHALT EINZELNER MATERIALIEN

Über den Aschegehalt einzelner Materialien können Aussagen dazu getroffen werden, welcher Anteil der Materialien in der Zementindustrie energetisch verwertet oder auf Materialebene recycelt wird. Die Aschegehalte einzelner aus EBS aussortierter Materialien (Weißenbach & Sarc unpublished) werden in Tab. 1 gelistet und mit dem Aschegehalt von EBS (Viczek et al. 2020) verglichen. Dabei zeigt sich, dass alle Kunststoffe mit Ausnahme von PVC geringe Aschegehalte von ca. 2-3 % aufweisen. Die höchsten Aschegehalte unter den von Weißenbach & Sarc (unpublished) sortierten Fraktionen weisen Materialien auf, die aktuell keinem materialspezifischen Recyclingverfahren zugeführt werden, z.B.:

- PVC: liegt im Abfall als Gemisch vor, Recycling erfolgt nur sortenrein, z.B. für Fensterprofile,
- PPK: liegt im Rest- und Gewerbeabfall oft zu verschmutzt vor, um aussortiert und recycelt zu werden.

Tab. 1: Mittlerer Aschegehalt (n = 5, 815 °C) verschiedener Materialklassen aus Ersatzbrennstoffen (Weißenbach & Sarc unpublished) und von Ersatzbrennstoffen (n=80, 815 °C) (Viczek et al. 2020). PP = Polypropylen, GVK = Getränkeverbundkarton, PE = Polyethylen, PPK = Papier, Karton, Pappe, PVC = Polyvinylchlorid, PS = Polystyrol, EBS beinhaltet hier Ersatzbrennstoffe für die Primär- und Sekundärfeuerung.

Aschegehalt	PP	GVK	PE	Holz	PPK	PVC	PET	PS	EBS
Mittelwert	2,02	8,16	2,25	1,65	11,29	9,75	2,04	2,74	18,2
Standardabw.	0,45	2,12	0,77	0,27	1,44	4,86	0,91	1,50	6,6

Der Vergleich der Aschegehalte der einzelnen Materialien mit dem Aschegehalt von EBS (Tab. 1) verdeutlicht außerdem, dass diese untersuchten Materialfraktionen aufgrund der geringen Aschegehalte nicht hauptverantwortlich für den Aschegehalt von Ersatzbrennstoffen sein können, auch wenn sie einen wesentlichen Anteil des EBS ausmachen (z.B. Kunststoffe ca. 20 %, Papier ca. 10 % (Sarc et al. 2019)). Der Aschegehalt ist daher vermutlich auf andere Fraktionen wie z.B. den Sortierrest oder die Feinfraktion zurückzuführen, die aufgrund der starken Verschmutzung (z.B. inerte Stäube etc.) und der inhomogenen, oft unklaren Zusammensetzung aktuell auch nicht separat recycelt werden (können).

Zusammengefasst legt die Betrachtung der Aschegehalte nahe, dass in der Zementindustrie vorrangig solche Materialien stofflich recycelt werden, die ohnehin keinem Recyclingprozess zugeführt werden würden, oder für die keine geeigneten Recyclingverfahren bestehen.

Recyclingfähige Materialien, wie z.B. PET, werden aufgrund ihres geringen Aschegehalts in der Zementindustrie fast gänzlich energetisch verwertet. Der Recyclinganteil spielt hier nur eine untergeordnete Rolle. Folglich steht das Recycling in der Zementindustrie nicht in Konkurrenz zu existierenden material-/fraktionsspezifischen Recyclingverfahren oder Pfandsystemen. Beim Co-Processing können jedoch komplementär zu bestehenden Recycling- und Sortierprozessen nicht recycelbare Reststoffe eingesetzt und somit stofflich und energetisch verwertet werden (z.B.: Reifenflusen

aus dem Reifenrecycling, Rejekte aus dem Kunststoff- oder Papierrecycling, Shredderleichtfraktion aus dem Autorecycling, Reste aus der Primärsortierung der gemischten Verpackungen etc.).

5 POTENTIELLER BEITRAG DER ZEMENTINDUSTRIE ZU DEN EU RECYCLINGZIELEN

Da sich die Asche von Ersatzbrennstoffen zum Großteil aus Oxiden zusammensetzt, die für die Zementindustrie wertvolle Rohmaterialien sind und beim Co-Processing in den Klinker eingebunden und dadurch recycelt werden, könnte die rechtliche Anerkennung als Recyclinganteil in diesem Prozess die EU Mitgliedsstaaten beim Erreichen der vorgegebenen Recyclingziele unterstützen. Basierend auf den Resultaten der Laboruntersuchungen ergibt sich durch das Co-Processing ein Recyclingbeitrag bezogen auf das Gesamt-Siedlungsabfallaufkommen von 1,10 bis 1,44 % für Österreich und 0,58 bis 0,76 % für Deutschland (Viczek et al. 2020), vgl. Tab. 2.
Die so erzielten Recyclingbeiträge müssen schlussendlich auch den richtigen Recyclingzielen zugeordnet werden (z.B. (Kunststoff)verpackungen, Siedlungsabfälle). Da hierfür jedoch die Herkunft der Abfallströme, die in Anlagen zur EBS Herstellung gelangen, und deren Verhältnis im EBS benötigt werden, werden voraussichtlich zusätzliche Regelungen und Aufzeichnungen benötigt. Aktuell ist das Verhältnis der verschiedenen Abfallarten in öffentlich zugänglichen Dokumenten nicht ersichtlich (Viczek et al. 2020).

Tab. 2: Potentieller Beitrag der Zementindustrie zum Recycling in Österreich und Deutschland mit unterschiedlichen Szenarien für den R-Index bei Annahme eines Wassergehalts von ca. 85 % (Sarc et al. 2019) für EBS (adaptiert von Viczek et al. 2020).

Parameter	Österreich	Deutschland
Aufkommen Gesamtsiedlungsabfall [t/a] 2017	4.322.000 (BMNT 2019)	51.790.000 (DESTATIS 2019)
EBS Verwertung in der Zementindustrie [t/a] 2018	358.580 (Mauschitz 2019)	2.256.000 (VDZ 2019)
Entspricht bei 85 % Trockensubstanz [t]	304.793	1.917.600
Szenario 1:		
R-Index (SiO_2, CaO, Al_2O_3, Fe_2O_3)	13,3	13,3
Menge recyceltes Material [t/a]	40.537	255.041
Beitrag [% des Gesamtaufkommens]	0,94 %	0,49 %
Szenario 2:		
R-Index (SiO_2, CaO, Al_2O_3, Fe_2O_3, MgO, TiO_2, SO_3, Na_2O, K_2O)	15,9	15,9
Menge recyceltes Material [t/a]	48.462	304.898
Beitrag [% des Gesamtaufkommens]	1,12 %	0,59 %
Szenario 3:		
R-Index = Aschegehalt	17,4	17,4
Menge recyceltes Material [t/a]	53.034	333.662
Beitrag [% des Gesamtaufkommens]	1,22 %	0,64 %

Die Anerkennung des Recyclingbeitrages der Zementindustrie würde EU-Mitgliedsstaaten, die bereits verstärkt auf EBS Co-Processing setzen, bei der Erreichung der Recyclingziele des Kreislaufwirtschaftspakets unterstützen. Potentiale und Kapazitäten für den verstärkten Einsatz von EBS aus gemischten Abfällen sind auch in Ländern mit hohen thermischen Substitutionsraten (TSR) noch vorhanden (de Beer et al. 2017a), da einerseits 100 % TSR nicht erreicht sind (wovon ca. 70 % über feste EBS gedeckt werden können), und andererseits andere EBS wie Altöl oder Reifen durch EBS aus gemischten Abfällen ersetzt werden können. In Ländern mit einer bisher

geringen TSR könnte eine Anerkennung des Recyclingbeitrags zu einer Verschiebung der Abfallströme von der Deponierung oder konventionellen Abfallverbrennung in Richtung Co-Processing führen (Viczek et al. 2020), und würde damit auch einen Umweltnutzen mit vergleichbar geringen Investments mit sich bringen (de Beer et al. 2017b).

6 AUSBLICK UND AKTUELLE ENTWICKLUNGEN: ISO EN NORM

Zur Zeit existiert noch kein internationaler Standard, der die konsistente Berechnung des recycelbaren Anteils von Ersatzbrennstoffen sicherstellt. Dieser ist jedoch notwendig, um diesen Anteil den verschiedenen Recyclingraten und Zielen zuzurechnen (BSI 2020). Am 05. Februar 2020 wurde jedoch nach dem positiven Ausgang einer Abstimmung unter den ISO Mitgliedsstaaten der Grundstein für die Erarbeitung einer Norm in ISO/TC 300/WG 5 unter dem Titel „ISO WD4349 Solid recovered fuels - Method for the determination of the Recycling-Index" gelegt (cf. ISO 2020). Der Vorschlag wurde auch im CEN genehmigt (CEN/TC 343 N 518 (cf. BSI 2020)) und wird nach dem Vienna Agreement mit ISO Lead durchgeführt.
Die Forschungsergebnisse des Projekts ReWaste4.0, die eine wichtige Grundlage für den Normvorschlag darstellten, werden für die Norm auf „Solid recovered fuels" im Allgemeinen ausgeweitet. Weiters werden im Laufe der Normerstellung die Parameter (Elementoxide, Aschegehalt), auf Basis derer die Berechnung des Recycling-Index erfolgen soll, diskutiert und festgelegt werden.
Das Resultat aus diesem Prozess ist eine für die EU verbindliche ISO EN Norm, deren Fertigstellung bis Februar 2023 erwartet wird. Der aktuelle Status kann auf der ISO Homepage nachverfolgt werden (ISO 2020). Die Norm stellt die Antwort auf globale Marktbedürfnisse dar und geht voraussichtlich mit einer Steigerung der Wertigkeit von Ersatzbrennstoffen einher (BSI 2020).

7 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMDW, Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

Aldrian, A., Viczek, S.A., Pomberger, R., Sarc, R. (2020) Methods for identifying the material-recyclable share of SRF during co-processing in the cement industry. Methods X (7), 100837.
Aliapur (2016) Rapport d'activité 2015.
Aliapur (2019) Rapport d'activité 2018.
Assembleia da República Portugal 2014 Lei n.º 82-D/2014 , Diário da República n.º 252/2014, 2º Suplemento, Série I de 2014-12-31.
Basel Convention (2012) Technical guidelines on the environmentally sound co-processing of hazardous wastes in cement kilns.
BMNT (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus) (2019) Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich: Statusbericht 2019.
BSI (British Standards Institution) (2020) CEN/TC 343 N 518 Solid recovered fuels – Method for the determination of the Recycling-Index. https://standardsdevelopment.bsigroup.com/projects/9019-03466#/section.
CIMPOR (2016) Declaração ambiental 2015. Centro de produção de Souselas.
Collet, P. (2016) Déchets pneumatiques: le recyclage progresse en 2015 grâce à la valorisation mixte en cimenterie. Environnement & Technique (359).
de Beer, J., Cihlar, J., Hensing, I. (2017a) Status and prospects of co-processing of waste in EU cement plants: Case studies.

de Beer, J., Cihlar, J., Hensing, I., Zabeti, M. (2017b) Status and prospects of co-processing of waste in EU cement plants: Executive summary.
DESTATIS (Statistisches Bundesamt Deutschland) (2019) Abfallbilanz 2017. Accessed 18 September 2019.
Dunnu, G., Maier, J., Scheffknecht, G. (2010) Ash fusibility and compositional data of solid recovered fuels. Fuel 89 (7), 1534–1540.
EC 2008 Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives (waste framework directive).
EC 2018 Directive 2018/851 of the European Parliament and the Council of 30th May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste.
EC 2019 Commission Implementing Decision (EU) 2019/1004 of 7 June 2019 laying down rules for the calculation, verification and reporting of data on waste in accordance with Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council and repealing Commission Implementing Decision C(2012) 2384 (notified under document C(2019) 4114).
Flamme, S., Hams, S., Zorn, M. (2020) Material recyclable share of solid recovered fuels for co-incineration in Germany. ZKG (1-2), 51–56.
Hilber, T., Maier, J., Scheffknecht, G., Agraniotis, M., Grammelis, P., Kakaras, E., Glorius, T., Becker, U., Derichs, W., Schiffer, H.-P., Jong, M. de, Torri, L. (2007) Advantages and possibilities of solid recovered fuel cocombustion in the European energy sector. Journal of the Air & Waste Management Association 57 (10), 1178–1189.
ISO (2020) ISO/WD 4349 Solid recovered fuels — Method for the determination of the Recycling-Index. https://www.iso.org/standard/79886.html.
Kuna, M. (2015) Analysis of thermal conversion of non-homogeneous solid recovered fuels (Master‘s Thesis). Accessed 9 August 2019.
Lafarge (2019) Personal message on mixed recovery of end-of-life-tires in Hungary. IPPC Permit available. Email, 20.09.2019.
Lamas, W.d.Q., Palau, J.C.F., Camargo, J.R.d. (2013) Waste materials co-processing in cement industry: Ecological efficiency of waste reuse. Renewable and Sustainable Energy Reviews 19, 200–207.
Mauschitz, G. (2019) Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie: Berichtsjahr 2018.
ÖHÜ (Országos Hulladékgazdálkodási Ügynökség) (2011) Országos gyűjtési és hasznosítási terv –2012. év. Accessed 25 September 2019.
Pohl, M., Bernhardt, D., Beckmann, M., Spiegel, W. (2011) Brennstoffcharakterisierung zur vorausschauenden Bewertung des Korrosionsrisikos, in: Born, M., Dampferzeugerkorrosion 2011, Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, 67–83.
Sarc, R., Seidler, I.M., Kandlbauer, L., Lorber, K.E., Pomberger, R. (2019) Design, Quality and Quality Assurance of Solid Recovered Fuels for the Substitution of Fossil Feedstock in the Cement Industry – Update 2019. Waste Management & Research 37 (9), 885–897.
Sarc, R., Viczek, S.A., Aldrian, A., Lorber, K.E., Pomberger, R. (2020) Stoffliche Verwertung bei der energetischen Nutzung von Ersatzbrennstoffen in der Zementindustrie, in: Energie aus Abfall Band 17, Neuruppin, 761–771.
VDZ (Verein Deutscher Zementwerke e.V.) (2019) Environmental Data of the German Cement Industry 2018.
Viczek, S.A., Aldrian, A., Pomberger, R., Sarc, R. (2020) Determination of the material-recyclable share of SRF during co-processing in the cement industry. Resources, Conservation and Recycling 156, 104696.
Vodegel, S., Davidovic, M., Ludewig, A. (2018) Differenzierung der energetischen Verwertung am Kriterium der Energieeffizienz, in: Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, E., Quicker, P., Gosten, A., Energie aus Abfall. Band 15, 761–768.
Wagland, S.T., Kilgallon, P., Coveney, R., Garg, A., Smith, R., Longhurst, P.J., Pollard, S.J.T., Simms, N. (2011) Comparison of coal/solid recovered fuel (SRF) with coal/refuse derived fuel (RDF) in a fluidised bed reactor. Waste Management 31 (6), 1176–1183.
Weißenbach, T., Sarc, R. (unpublished) Investigation of particle-specific characteristics of non-hazardous, fine shredded mixed waste. Waste Management.

Finden unsere zukünftigen Stoffströme einen Markt?

A. Säumel
MAYER Recycling GmbH, St. Michael, Österreich

M. Pinkel
IUT - IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Österreich

R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das neue Kreislaufwirtschaftspaket der EC stellt eine wichtige Basis für die Stärkung und Weiterentwicklung des Recyclings in Europa. In Ersatzbrennstoffherstellungsanlagen (EBS-Anlagen) werden Metallfraktionen standardgemäß aussortiert und stellen eine wichtige Ressource für die Metallindustrie dar. Weitere Fraktion, die ein hohes Potential für zukünftiges Recycling aufweist, sind unterschiedlichen Typen von Kunststoffen (PE, PP etc.). Diese finden derzeit nach der Aussortierung in EBS-Anlagen aus unterschiedlichsten Gründen keine Abnehmer. Gründe dafür sind vielseitig: Verschmutzungen, kein Interesse der traditionellen Kunststoff-Recycler für solche gemischten Fraktionen, starke Schwankungen (Volatilität) in den Sekundärkunststoffpreisen und keine verpflichtenden Regeln für den Einsatz von sekundären Kunststoffen in den (neuen) Produkten (Anmerkung: das neue Kreislaufwirtschaftsgesetz sieht dies für die Zukunft vor und stellt somit ein entscheidendes lenkungspolitisches Instrument dar). Am Standort St. Michael wurde von der Fa. MAYER Recycling GmbH eine neue zukunfts- und recyclingorientierte Anlage in 2019 errichtet und wird mit dem Ziel betrieben, mehr Ressourcen aus den gemischten Abfällen für Recycling herauszuholen. Ressourcen am Standort St. Michael sind u.a. Metalle, Kunststoffgemische wie z.B. Polyolefine, einzelne Kunststofffraktionen, Papier, Holz etc. Damit diese Stoffströme einen Markt finden bzw. ein Markt (neu) hergestellt wird, müssen alle Akteure entlang der abfallwirtschaftlichen Kette eine aktivere Unterstützung leisten, weil nur dann ein ganzheitlicher Beitrag zum u.a. Ressourcen- und Klimaschutz in der EU und auch weltweit geleistet werden kann.

1 EINLEITUNG

Das EU Kreislaufwirtschaftspaket, welches 2014 erstmals publiziert und 2015 überarbeitet wurde sowie abschließend in 2018 in Kraft getreten ist, enthält den Aktionsplan für eine ressourcen- und energieoptimierte sowie klimaschonende Kreislaufwirtschaft in Europa. Ein wesentlicher Punkt für die Siedlungs- und Verpackungsabfälle darin sind die neuen ambitionierten Recyclingziele, siehe Tab. 1 und Tab. 2. (EC 2018)

Tab. 1: Ziele für die Siedlungsabfallwirtschaft der EU gem. EU Kreislaufwirtschaftspaket 2018 (EC 2018).

Jahr	2025	2030	2035
Recycling von Siedlungsabfällen	55 %	60 %	65 %

Tab. 2: Ziele für Verpackungen gem. EU Kreislaufwirtschaftspaket 2018 in Gewichtsprozent (EC 2018).

Jahr	2008	2025	2030
Kunststoffe	22,5 %	50 %	55 %
Holz	15 %	25 %	30 %
Eisenmetalle	50 % (alle Metalle)	70 %	80 %
Aluminium	-	50 %	60 %
Glas	60 %	70 %	75 %
Papier und Karton	60 %	75 %	85 %
GESAMT Wertstoffe	mind. 55 %	mind. 65 %	mind. 70 %

Als positives Beispiel für Recycling und Quoten bei der EBS Aufbereitung sei hier als Beispiel der Magnetschrott genannt, welcher bereits ab 2004 in der Abfallaufbereitung größtenteils abgeschieden und verwertet wurde. Spätestens ab 2007 war die Abnahme gesichert und der wirtschaftliche Vorteil für den Anlagenbetreiber groß genug, die Eisenmetalle abzuscheiden, sodass dies von da an Stand der Technik ist. Die primäre Produktion von Eisen ist ein sowohl CO_2-intensiver als auch energieaufwändiger Prozess, somit ist ein Recycling nicht nur wirtschaftlich, sondern hat auch einen enormen ökologischen Vorteil. Einen Markt für die Abnahme gibt es seit mindestens 15 Jahren.
Die Frage nach der Vermarktung der zukünftigen Abfallströme stellt sich seit dem Erscheinen der neuen EU-Vorgaben in Form des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (EC 2018). Es gibt Stoffströme, die bereits sehr erfolgreich in den mechanischen Abfallbehandlungsanalgen aussortiert und dem Recycling zugeführt werden wie z.B. Magnetschrott. Die vielleicht wichtigsten zukünftigen neuen Stoffströme in den EBS Anlagen können die verschiedenen Kunststoffe werden. Hierzu zählt auch die Gruppe der Polyolefine, welche sich meist mittels Nahinfrarottechnik erkennen und auch abscheiden lassen. Damit sich ein Markt für diese findet müssen die Parameter Verfügbarkeit, Reinheit, Wirtschaftlichkeit und/oder Vorgaben/Gesetze zusammenstimmen. Mayer Recycling versucht zumindest in den Fragen der Quantität und Qualität für sich seit 2014 Antworten zu bekommen, in der Hoffnung, dass sich durch die genannten EU-Vorgaben, die gesetzlichen Rahmenbedingungen so verändern, sodass ein Recycling von Poleolefinen aus EBS Anlagen auch wirtschaftlich Sinn macht.

2 FALLBEISPIEL – ENTWICKLUNGEN BEI DER FA. MAYER RECYCLING

Firma Mayer Recycling GmbH betreibt am Standort St. Michael mehrere mechanische Behandlungsanlagen und ist spezialisiert vor allem auf gemischte Abfälle. Im Fokus des gegenständlichen Beitrages ist die neueste mechanische Abfallbehandlungsanlage bzw. EBS Herstellungsanlage „MA03“, die in 2019 in Betrieb genommen wurde. Um die Ziele des EU Kreislaufwirtschaftspaketes zu erreichen müssen die derzeitigen Recyclingquoten signifikant in allen Bereichen verbessert werden so auch in der EBS Produktion.
Daher müssen nach den Eisen- und Nichteisenmetallen, auch folgende Stoffströme auf Recyclingfähigkeit untersucht werden:

- Kunststoffe,
- Papier,
- Holz und Faserstoffe sowie
- Inerte Materialien.

2.1 Ermittlung der Potentiale

Bereits 2014 gab es bei Mayer Recycling im Rahmen der SFG Feasibility Studie „stoffliche Verwertung von Hartkunststoffen aus Siedlungs- und ähnlichen Gewerbeabfällen“ erste Bemühungen die Recyclingquote im Sinne des Kreislaufwirtschaftsbei der

Herstellung von EBS zu verbessern. Hierfür wurde der bestehende Prozess genauer untersucht um das Potential, der in den angelieferten enthaltenen Hartkunststoffen, zu erheben. Klar wurde dabei, dass das theoretische Potential in der Realität niemals erreicht werden kann und es zukünftig neue Verfahrensschritte brauchen würde, um gesicherte Qualitäten zu gewinnen.

2.2 Experimentelle Entwicklung der Recyclinganlage der Zukunft

Die Erkenntnisse aus dem Projekt von 2014 führten dazu, dass man sich im Jahr 2015-2016 im Rahmen des SFG Förderprojektes „Experimentelle Entwicklung der Recyclinganlage der Zukunft“ widmete. In diesem Projekt hat man versucht die technische Lösung zum Heben sämtlicher Sekundärrohstoffpotentiale in einer EBS Anlage zu erarbeiten. Ziel war es technische Lösungen zu entwickeln und zu simulieren, die eine zukünftige Anlage ermöglichen sollte welche nicht mehr eine brennstofforientierte Ausrichtung, sondern den Fokus auf Sekundärrohstoffe hat. Wichtig war es Antworten auf die offenen Fragen, wie viel von dem Wertstoffpotential lässt sich tatsächlich technisch abschöpfen und wie ist dessen Qualität, zu finden. Die Erkenntnis: vom theoretischen Potential an Sekundärrohstoffen kann ein Anteil von ca. 5 % technisch aus den Stoffströmen abgeschöpft werden. Die Qualität ist dabei jedoch nicht ausreichend, um dafür Abnehmer (Stand 2016) zu finden, mit denen sich eine wirtschaftliche Umsetzung durchführen lässt. Der Stand der gesetzlichen Vorgaben ist unzureichend, eine Umsetzung bzw. Investition ist nicht möglich.
Im Jahr 2018 investiert Mayer Recycling in eine Kapazitätserweiterung der EBS Anlagen. Aufgrund der bisherigen Erkenntnisse und Stand der Gesetze und Verordnungen wird wieder in eine rein brennstofforientierte Aufbereitungsanlage investiert. Man kann die Recyclingquoten unter diesen Rahmenbedingungen nicht erhöhen.

2.3 MA03 – Investition in 2019

Zu Beginn der Bauarbeiten der Kapazitätserweiterung Mitte 2018, wird die EBS Anlage MA2 durch einen Großbrand vernichtet. Bei der Wiedererrichtung fließen nun doch Überlegungen einer sekundärrohstofforientierten EBS Anlage mit ein. Der Fokus der Anlage liegt aber auf Wirtschaftlichkeit, Brandschutz und sollte grundsätzliche die Möglichkeit zur dynamischen Prozessführung bieten. Gleichzeitig wird in der Planung bereits die Möglichkeit geschaffen, die Anlage auf eine stark sekundährrohstofflichorientierte Anlage umzurüsten. Es gibt erste Anzeichen von Technologien (KI), mit denen die Qualitäten des Sekundärrohstoffes besser werden könnten.
Die mechanischen Aufbereitungsanlage MA03 (vgl. Abb. 1) ist das Kernstück des neuen Abfallbehandlungszentrums am Standort der Fa. Mayer in St. Michael. Einerseits die unterschiedlichen Abfallströme (Inputseitig) als auch die Marktanforderungen an die Outputströme, machen eine individuelle Behandlung der einzelnen Inputströme notwendig und sind mit den unterschiedlichen Behandlungsanlagen am Standort nunmehr auch möglich. Als die klassischen Wertstoffe im Bereich der Abfallwirtschaft werden Stoffströme wie Metalle, Kunststoffe, holzstämmige Materialien (Papier, Zeitungen und Kartonagen) Holz sowie Glas bezeichnet. Bereits im Jahr 2015 wurde gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben im Rahmen eines Forschungsprojektes eine Untersuchung der Wertstoffhaltigkeit von Gewerbe- und Siedlungsabfällen bezogen auf die wesentlichen Hartkunststofffraktionen wie PE-HD, PP, PET durchgeführt und im Zuge dieser Untersuchungen vor allem auch auf die Möglichkeit der effektiven stofflichen Verwertung Rücksicht genommen.



Abb. 1: Foto Anlage MA03 der Fa. Mayer Recycling GmbH.

Diese Untersuchungsergebnisse haben in weiterer Folge das Design der neuen MA03 insofern beeinflusst, als dass die Ausschleusung dieser Wertstofffraktionen als sogenanntes Wertstoffkonzentrat (teilweise wird dieses auch mit angereicherte Kunststofffraktion bezeichnet) in die Anlagen integriert wurde.
Mit der Anlage ist es nun möglich individuell auf die im Inputstrom enthaltenen Kunststofffraktionen einzugehen und die Anlage sowohl zur Rückgewinnung einer angereicherten Kunststofffraktion (sowohl für diverse Polyolefine als Mischfraktion oder auch als Monofraktion geeignet) als auch bei einer reinen Brennstoffproduktion z.B. als mechanischen Chlorbypass durch Ausschleusung bestimmter Stoffströme mit hohen Chlorgehalten (PVC) zu betreiben.

- Technische Ausführung der Aufbereitungsanlage MA03

Die mechanische Vorbehandlungsanlage ist in der Inputhalle situiert und besteht aus dem Vorzerkleinerer welcher das Inputmaterial grob auf brechen jedoch nicht fein zerkleinern soll. Das vorzerkleinerte Material wird über das Austragsband einer Vorsiebung in Form eines Schneckensiebs zugeführt. Dieses soll Teile, welche für die nachfolgende Aufbereitung zu groß sind und in weiterer Folge zu Problemen führen könnte ausschleusen und kann bei entsprechender Behandlungsmöglichkeit wieder der Anlage zugeführt werden.
Der Siebdurchgang wird über eine Fördereinheit anschließend der eigentlichen Behandlungsanlage in der Maschinenhalle zugeführt. Die bau und brandschutztechnische Trennung der Zwischenlagerung (Inputbereich incl. der ersten Vorbehandlung), der Behandlungsanlage und der Outputlagerbereiche ist eine Erkenntnis von vielen Schadensereignissen in diversen Behandlungsanlagen und wurde im neuen Anlagenkonzept incl. aller notwendiger brandabschnittsbildender Maßnahmen, Erkennungs- und Brandbekämpfungseinrichtungen konsequent umgesetzt.

Klassifizierung:
In einem ersten Verfahrensschritt wird eine Grobeisenfraktion abgeschieden, um die nachfolgenden Klassier- und Trennstufen nicht durch Verstopfungen bzw. Verhedderungen, hervorgerufen u.a. vor allem auch durch Drähte, maßgeblich zu beeinflussen Die verbleibende grob eisenbefreite Fraktion wird einem Kreisschwingsiebzugeführt, welches eine Trennung in die Fraktionen 0-60mm und > 60mm durchführt.

Feinfraktion 0-60mm:
Die Feinfraktion wird einer 2-stufigen Entmetallisierung über einen FE- Und NE-Abscheider zugeführt. Die metallischen Fraktionen werden getrennt ausgetragen. Die

nunmehr größtenteils eisen- und nichteisenfreie Fraktion gelangt zur einer Qualitätssicherungsstufe, welche die vorgegeben max. Körnung des gewonnenen Endprodukts sicherstellt.

Fraktion > 60mm:
Diese wird in einem Trennschritt in eine Schwer- und eine Leichtfraktion aufgesplittet.

Die Leichtfraktion gelangt über Fördereinrichtungen zu entsprechenden Nachzerkleinerungsstufen, welche diese heizwertreiche Leichtfraktion auf eine kundenspezifische Korngröße zerkleinert. Durch eine stufenlose Verstellmöglichkeit der Beschickungseinheiten können die Nachzerkleinerer individuell beschickt werden. Dies ist inbesondere bei der gleichzeitigen Produktion unterschiedlicher Korngrößen von Bedeutung. Ebenfalls besteht die Möglichkeit einer Direktbeschickung dieser Einheiten, um spezielle Stoffströme, welche nur einer Endkonfektionierung unterzogen werden müssen, kostengünstig aufbereiten bzw. auch einen Parallelbetrieb durchführen zu können.

Die generierte Schwerfraktion wird einer NE-Abscheidung und anschließend einer automatischen Sortiereinheitt auf NIR-Basis zugeführt. Mit Hilfe dieser Sortiereinheit kann abhängig von der Inputmaterialzusammensetzung (wertstoffhaltig ja/nein) oder den Bedürfnissen der Brennstoffabnehmer (Chlorfrachtreduzierung) eine entsprechende Ausschleusung von derzeit vor allem kunststoffhaltigen Materialien oder Materialverbunden erfolgen. Derzeit können 2 Fraktionen parallel ausgeschleust werden. Die Position wurde jedoch so gewählt, dass bei Bedarf auch andere Erkennungstechnologien nachgerüstete werden können. Die ausgeschleusten Stoffströme werden in eigene Lagerbereiche ausgetragen.
Die nunmehr größtenteils eisen- und nichteisenfreie sowie von allfälligen Wertstoffen oder Störstoffen befreite Fraktion gelangt zu einer sogenannten Mittelkornzerkleinerung. Auch hier können über die individuelle Gestaltung der Beschickung auch andere Stoffströme mit eingebracht werden. Das an die Bedürfnisse der Abnehmer angepasste Endprodukt wird über Fördersysteme in das Outputlager eingetragen und von hier den kundenspezifischen Anforderungen entsprechend kommissioniert bzw. disponiert.

Outputfraktionen:
- Störstoffe,
- Wertstoffe wie Metalle (getrennt in NE-Metalle und FE-Metalle) und ein aufkonzentriertes Kunststoffgemisch,
- Störstoffe bezogen auf eine Ausschleusung von Chlorträgern (PVC),
- Hochkalorische Brennstofffraktion, geeignet für den Einsatz im Hauptbrenner z.B. bei der Zementproduktion und
- Mittelkalorische Brennstofffraktion, geeignet zum Einsatz in Wirbelschichtverbrenunsganlagen oder im Kalzinator bei der Zementproduktion.

Der Betrieb der neuen MA03 bei Mayer erlaubt das Ausschleusen von Kunststoffen mittels NIR. Nach Rücksprache mit potentiellen Abnehmern können jederzeit Versuchsmengen generiert werden. Die Reinheit des Materials, die mit der aktuellen Technik erzeugt werden kann, ist für einen direkten Einsatz bei Rezyklatherstellern unzureichend. Das Material muss nachsortiert werden, dafür gibt es aber im Moment noch keine Abnehmer.

Volatilität der primären aber auch sekundären Kunststoffpreise am Markt ist ein bekanntes Thema in der Abfallwirtschaft, wenn es sich um die Entsorgung/Verkauf von Abfällen aber auch Produkten handelt, das auch sehr stark die Behandlungsmöglichkeiten (i.w. Sortierpotentiale) der mechanischen Behandlung beeinflusst. Wie aus den u.a. Abb. 2 und Abb 3 ersichtlich, gibt es einen „logischen Preisabstand" zwischen der Ballenware, dem Rezyklat und dem Primäre-Rohstoff, der sich auch überwiegend „Hand-in-Hand" verhält, d.h. wenn die Rezyklatpreise steigen, steigt auch der Preis für die Primären-Rohstoffe und umgekehrt. Die strichlierten Linien in den Abb. 2 und 3 zeigen die Durchschnittswerte über den gesamten Zeitraum, sind aber in zwei „Durchschnitte" aufgeteilt, und zwar in den durchschnittlichen Preis für den Zeitraum Mai 2014 – Juni 2018 und für den Zeitraum Jänner 2019 – August 2020. Wie ersichtlich, ist ein deutlicher Unterschied (bis ca. 30 %) zwischen den durchschnittlichen Preisen für die betrachteten Zeiträume am Markt ersichtlich. Diese Materialpreis-Marktentwicklung stellt für die Erhöhung der Recyclingraten und eine Weiterentwicklung der mechanischen Abfallbehandlung in Richtung Aussortierung der Wertstoffe aus den gemischten Abfällen keine Unterstützung dar.

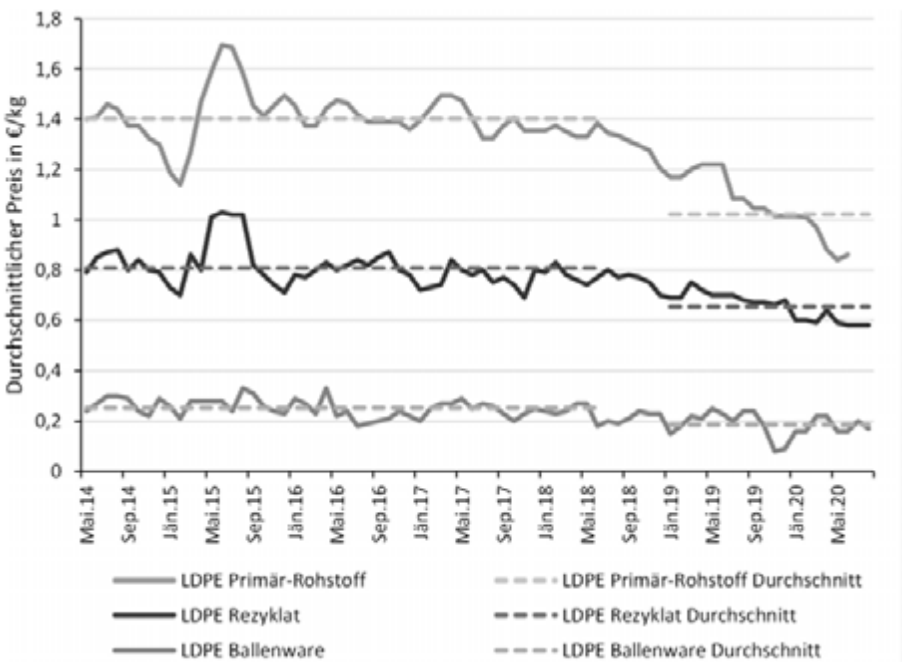


Abb. 2: Preisentwicklung für LDPE Primär-Rohstoff, Rezyklat und Ballenware für den Zeitraum Mai 2014 – August 2020 (Preisticker 2020).

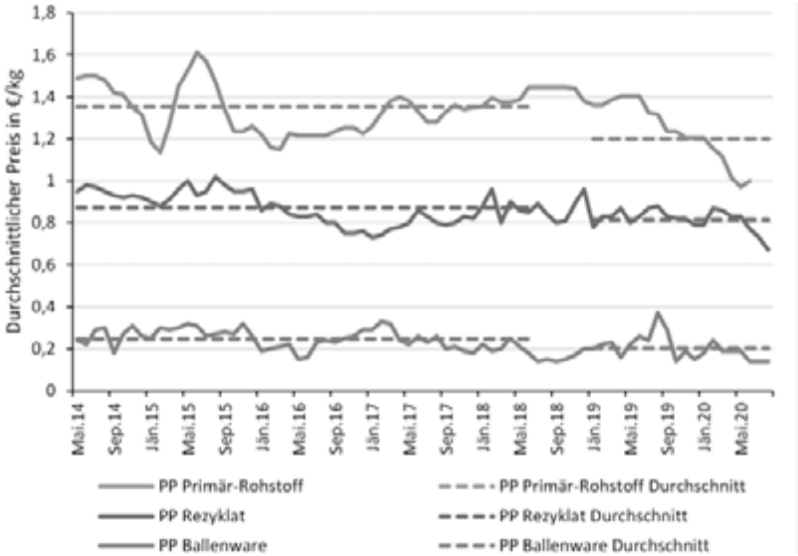


Abb. 3: Preisentwicklung für PP Primär-Rohstoff, Rezyklat und Ballenware für den Zeitraum Mai 2014 – August 2020 (Preisticker 2020).

In der Abb. 4 ist die zusammenfassende Darstellung der durchschnittlichen Primär-Kunststoffpreise in Zentraleuropa im Zeitraum 2019 (KW 30) – 2020 (KW 29) gegeben. Wie ersichtlich, sind Anfang 2020 die Kunststoffpreise einigermaßen stabil gewesen, während ab KW 13 (23.-29.03.) in 2020 die Preise drastisch verfallen sind und dann ab ca. KW 18 (27.04.-03.05.) noch ein zweiter Verfall am Markt passiert ist. In der KW 29 (13.-19.07.) waren die die Preise wieder in der vergleichbaren Höhe/Tiefe) wie in der KW 15.

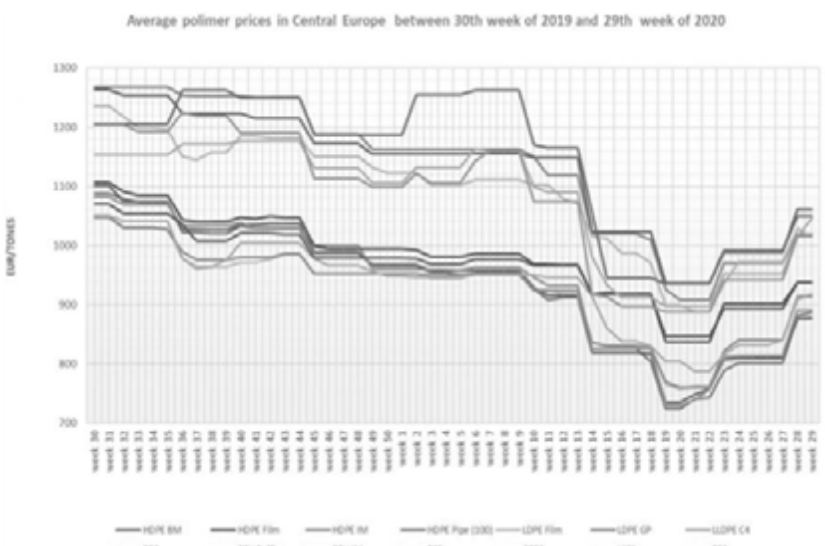


Abb. 4: Zusammenfassende Darstellung der durchschnittlichen Primär-Kunststoffpreise in Zentraleuropa im Zeitraum 2019 (Kalenderwoche 30) bis 2020 (Kalenderwoche 29). Quelle: https://plasticker.de/preise/preise_myceppi.php.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Aus ökonomischer Sicht ist Kunststoffrecycling insbesondere aus der „Ressource“ gemischter Abfallströme schwierig bis defacto derzeit überhaupt nicht darstellbar. Ohne entsprechender gesetzlicher Rahmenbedingungen in Verbindung mit dem EU Kreislaufwirtschaftspaket (lenkungspolitischer Maßnahmen) ist das Recycling von Kunststoffen aus gemischten Abfallströmen nur sehr eingeschränkt ökonomisch möglich. Bestehende und neue Technologien der Stoffstromerkennung und Ausschleusung versprechen eine Verbesserung der Qualitäten beim Abschöpfen der recycelbaren Kunststofffraktionen aus den Inputmaterialien oder im Zuge der Aufbereitung in den EBS Anlagen. Um jedoch eine nachhaltige Verwertung sicherstellen zu können, ist aus heutiger Sicht jedenfalls eine Vorgabe zum verpflichteten Einsatz im Bereich der Produktion bzw. vorab bei der Herstellung von Granulaten für die Produktion erforderlich.

Der Einsatz von gemischten Polyolefinfraktionen zur Verölung ist ebenfalls möglich, jedoch erst am Beginn und die dafür notwendigen Sekundärstoffmärkte hinsichtlich ihrer qualitativen Anforderungen erst im Entstehen. Zusätzlich müssen für diese Verwertungsschienen auch die derzeit noch fehlenden bzw. nicht präzise definierten Rahmenbedingungen (Einsatzvorgaben für Sekundärmaterialien. Anerkennung bei Verwertungsquoten, etc.) geschaffen werden.

Der Einsatz als Reduktionsmittel in Hochöfen ist technisch ebenfalls schon heute möglich, muss aber mit ähnlichen Rahmenbedingungen, wie vorab angeführt, noch ausgestattet werden.
Insgesamt gesehen ist es äußerst Schade, dass sich zwar Potentiale für höhere Recyclingquoten in den Abfallströmen, mit denen EBS-Anlagen üblicherweise zu tun haben, finden lassen, eine klare Abnehmerstruktur aber unter den derzeitigen Rahmenbedingungen aus ökonomischen Gründen nicht entstehen kann. Nachdem das Problem Kunststoff ein großes und weltweites ist, bleibt zu hoffen, dass zumindest das Knowhow in Europa weiterentwickelt wird und sich mit der Zeit die Märkte außerhalb Europas soweit entwickeln, sodass die Wirtschaftlichkeit mit der Zeit auch in Europa gegeben ist.

LITERATUR

EC (2018). Auf dem Weg zu einer Kreislaufwirtschaft. https://ec.europa.eu/commission/priorities/jobs-growth-and-investment/towards-circular-economy_de.

Plasticker (2020). “bvse Market Report Plastics”. New Media Publisher GmbH. Accessed on 25-August-2020 https://plasticker.de/preise/marktbericht_en.php.

Grundwassersanierung und Bodenwäsche: Praxiserprobte Verfahren und Kosten für PFAS-belastete Medien

H.-G. Edel
Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Aufgrund ihrer Struktur sind PFAS-Verbindungen sehr stabil und können mit In-situ-Sanierungsverfahren bisher weder biologisch noch chemisch oder thermisch eliminiert werden. Deshalb werden PFAS-Grundwasserschäden durch Pump-and-treat saniert. Die Reinigungsverfahren Aktivkohleadsorption, Ionenaustausch, Flockung und Membranverfahren gelten aktuell als Stand der Technik (Edel et al. 2018). Diese vier Verfahren und deren spezifische Kosten werden vergleichend dargestellt. Technisch-wirtschaftlich zeichnet sich dabei ein Trend zur Aktivkohleadsorption ab, für bestimmte Fälle existieren aber auch Alternativen.
Die Züblin Umwelttechnik GmbH kann inzwischen auf über zehn Jahre Betriebserfahrung mit PFAS-Grundwassersanierungen zurückblicken und hat bis dato rund 40 Wasserreinigungsanlagen mit Durchflussraten zwischen 1 und 360 m^3/h bei PFAS-Konzentrationen im Zulauf von 1 - 600 µg/L konzipiert und gebaut. Die Prozesswasseraufbereitung einer Bodenwaschanlage für PFAS-haltige Böden stellt dabei eine Besonderheit dar. Reinigungszielwerte für PFAS bis in den Nanogrammbereich können bei verhältnismäßigen Kosten sicher eingehalten werden.

1 EINLEITUNG

Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) oder genauer per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) umfassen eine große Gruppe von mehr als 3.000 Einzelverbindungen, die ausschließlich synthetisch hergestellt werden. Die PFAS gehören einer neuen Schadstoffklasse an und zählen damit zu den „Emerging Contaminants“. Die PFAS sind wasserlöslich, einige davon wie beispielsweise Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) gehören zu den PBT-Stoffen. Das heißt, dass diese persistent, bioakkumulativ und toxisch sind. PFAS sind ubiquitär vorhanden und in der Umwelt, im Menschen, in Tieren und Pflanzen sowie in Nahrungsmitteln nachweisbar. Die daraus resultierende Problematik wird weltweit bearbeitet, vor allem in Europa und Nordamerika (OECD 2013). In Deutschland werden PFAS-Grundwasserschäden seit über zehn Jahren mit Hilfe des Pump-and-treat-Verfahrens saniert.

2 REINIGUNGSVERFAHREN

Aufgrund ihrer Struktur sind Perfluoralkancarbon- und -sulfonsäuren sehr stabil und können mit Hilfe von In-situ-Sanierungstechnologien bis dato nicht eliminiert werden, weder biologisch noch chemisch oder thermisch. PFAS-Grundwasserschäden werden deshalb mit Hilfe des Pump-and-treat-Verfahrens saniert, wobei verschiedene Reinigungsverfahren zum Einsatz kommen (Edel et al. 2018).
In der Sanierungspraxis haben sich folgende Verfahren zur Reinigung von PFAS-haltigem Grundwasser als geeignet erwiesen und gelten als Stand der Technik:

- Aktivkohleadsorption,
- Ionenaustausch,
- Flockung und
- Membranverfahren.

Belastetes Grundwasser enthält aber nicht nur Schadstoffe, sondern in der Regel auch anorganische und organische Wasserinhaltsstoffe, die den Aufbereitungsprozess empfindlich stören können. Zu diesen Störstoffen zählen insbesondere Fe^{2+} und Mn^{2+}, DOC, Härtebildner sowie Feinpartikel, die vor der eigentlichen Schadstoffreinigung entfernt oder minimiert werden müssen.
Insgesamt zeichnet sich bei den Reinigungsverfahren ein klarer Trend zur Aktivkohleadsorption ab, die sich bislang als effizienteste Methode zur Entfernung von PFAS aus Grundwasser darstellt. Für bestimmte Fälle existieren aber auch Alternativen.

3 KOSTENVERGLEICH

Nach dem derzeitigen Stand der Technik können nur die vier Verfahren Aktivkohleadsorption, Ionenaustausch, Flockung und Membrantechnik zur Reinigung von PFAS-belastetem Grundwasser wirtschaftlich eingesetzt werden. In Abb. 1 sind die spezifischen Gesamtkosten für eine Durchflussrate von 25 m^3/h und für Σ PFAS-Gehalte von 1 µg/L, 10 µg/L, 50 µg/L und 100 µg/L im Zulauf dargestellt, die in der Sanierungspraxis relevant sind.

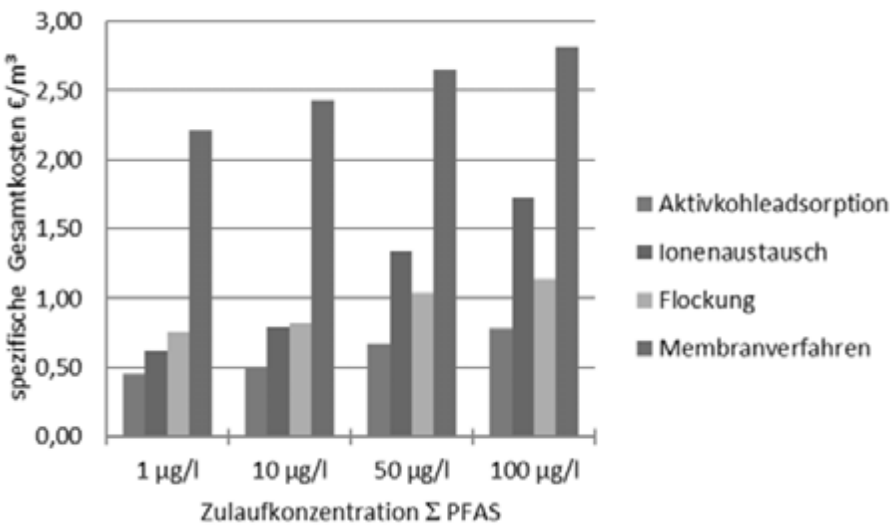


Abb. 1: Spezifische Gesamtkosten in €/m^3 gereinigtes Grundwasser in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration Σ PFAS.

In den genannten Kosten sind neben den reinen Betriebsmitteln Wasseraktivkohle, Ionenaustauscherharz, Flockungshilfsmitteln und Chemikalien zusätzlich auch die Kosten für Vorhaltung, Wartung, Reparaturen und Instandhaltung sowie für Überwachung, elektrische Energie sowie für Reaktivierung oder für Entsorgungsleistungen der Reinigungsanlage enthalten. Etwaige störende Wasserinhaltstoffe wie z.B. DOC, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Härtebildner oder weitere Schadstoffklassen sind nicht berücksichtigt.

4 PRAKTISCHE ERFAHRUNGEN

Die Züblin Umwelttechnik GmbH kann inzwischen auf über zehn Jahre Betriebserfahrung mit PFAS-Grundwassersanierungen zurückblicken und hat im Zeitraum von 2009 bis 2020 rund 40 Wasserreinigungsanlagen für PFAS-haltiges Wasser mit Durchflussraten zwischen 1 und 360 m^3/h konzipiert und gebaut (Abb. 2, Tab. 1).



Abb. 2: Reinigungsanlage für PFAS-haltiges Grundwasser, Durchflussrate 30 m^3/h.

Tab. 1: Kenndaten von PFAS-Grundwassersanierungen der Züblin Umwelttechnik.

Referenzanlagen	seit über zehn Jahren (2009 - 2020) rd. 40 PFAS-Wasserreinigungsanlagen 1 Bodenwaschanlage
Standorte	Chemische Industrie, Mineralölindustrie, Flughäfen/-plätze, Landwirtschaftliche Flächen, Bewässerung Gemüseanbau, u.a.
Durchflussraten	ca. 1 - 360 m^3/h
Schadensart	PFAS-Monoschäden, Mischkontaminationen
PFAS-Spezies	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNoA, PFDeA, PFBS, PFPeS, PFHxs, PFHps, PFOS, PFDeS, 6:2 FTS (H4PFOS), 8:2 FTS, u.a. (23 Einzelsubstanzen)
Störstoffe	DOC, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Wasserhärte, Feinpartikel
Zulaufkonzentrationen Zielwerte / Ablaufkonzentrationen	1 – 600 µg/L PFAS Einzelsubstanz, inkl. kurzkettige PFAS < 1 ng/L (!) Quotientensumme (13 Verbindungen) < 1,0 PFOS + PFOA < 0,3 µg/L
Adsorbenzien Flockung	Kornaktivkohlen, Ionenaustauscherharze spezifische Flockungshilfsmittel (FHM)
Aktivkohlen • Standzeiten • Reaktivierung	PFAS optima®, spezielle Aktivkohle für PFAS - mind. 12 Monate - keine Entsorgung, sondern Reaktivierung und Wiederverwertung

Je nach Bundesland gelten heute verschärfte Reinigungszielwerte wie beispielsweise die Quotientensumme von 1,0 für 13 Einzelsubstanzen oder aber Konzentrationen von < 10 ng/L für PFAS-Einzelverbindungen.
Die jeweils behördlich festgelegten Zielwerte werden in allen Fällen erreicht. Auch für die kurzkettige PFBA kann der extrem niedrige Grenzwert von < 1 ng /L (!) sicher eingehalten werden. Hervorzuheben ist, dass die Standzeit der Aktivkohle in allen Anlagen der Züblin Umwelttechnik bisher mindestens 12 Monate betrug. Die PFAS-beladene Aktivkohle wird nach der Reaktivierung wieder zur PFAS-Reinigung eingesetzt, so dass ein geschlossener Stoffkreislauf besteht und keine Entsorgung erforderlich ist.

5 VERFAHRENSVERGLEICH

Nach dem heutigen Stand der Technik sind die Verfahren Aktivkohleadsorption, Ionenaustausch, Flockung und Membranverfahren zur Reinigung von PFAS-haltigem

Grundwasser prinzipiell geeignet. In Tab. 2 werden diese Reinigungsverfahren hinsichtlich technisch-wirtschaftlicher Aspekte verglichen.
Es zeigt sich, dass nur zwei Verfahren, nämlich die Aktivkohleadsorption (Abb. 3) und das Membranverfahren in der Lage sind, auch kurzkettige PFAS auf Konzentrationen von < 10 ng/L abzusenken.

Tab. 2: Vergleich praxisrelevanter Verfahren zur PFAS-Grundwassersanierung.

Reinigungs-verfahren	Aktivkohle-adsorption	Ionen-austausch	Flockung	Membran-verfahren
Ablaufwerte: PFAS < 10 ng/L	ja	nein	nein	ja
Nachreinigung	keine	Aktivkohle-adsorption	Aktivkohle-adsorption	Aktivkohle-adsorption (Retentat)
Abfall / Schlamm	kein	Regenerat, IAT-Harz	Schlamm	Retentat
Wieder-verwertung	ja (Reaktivat)	nein	nein	-
Störstoffe: DOC, Fe^{2+}, Mn^{2+}, u.a.	Vor-behandlung	Vor-behandlung	z.T. keine Vor-behandlung	Vor-behandlung
Spez. Kosten [1]	0,45-0,89 €/m^3	0,68-1,72 €/m^3	0,76-1,14 €/m^3	1,71-2,20 €/m^3

[1] ∑ PFAS 1-100 µg/L, ohne Vorbehandlung für Störstoffe.

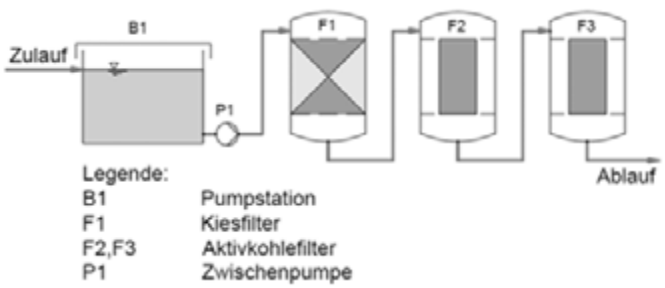


Abb. 3: Zweistufige Aktivkohlefilteranlage mit vorgeschaltetem Kiesfilter, Schema.

Sowohl der Ionenaustausch als auch das Fällungsverfahren (Abb. 4) benötigen eine zusätzliche Aktivkohlestufe zur Nachreinigung, um diese niedrigen PFAS-Konzentrationen einzuhalten.
Ein weiterer, wesentlicher Vorteil der Aktivkohleadsorption besteht darin, dass die PFAS-beladene Aktivkohle reaktiviert und anschließend wieder eingesetzt werden kann. Dadurch entsteht kein Abfall zur Entsorgung, der Kreislauf des Betriebsmittels Aktivkohle ist geschlossen. Wird das Retentat, das bei den Membranverfahren anfällt, über Aktivkohle gereinigt, so fällt hier ebenfalls kein Abfall zur Entsorgung an.
Beim Ionenaustausch und bei der Flockung dagegen entsteht überwachungsbedürftiger Abfall, der deponiert oder in einer Hochtemperaturverbrennung entsorgt werden muss.
Die Aktivkohleadsorption weist mit 0,45 - 0,89 €/m^3 gereinigten Grundwassers im Konzentrationsbereich von 1 - 100 µg/L PFAS die geringsten spezifischen Gesamtkosten auf. Liegen die Durchflussraten über 25 m^3/h, so verbessert sich der Kostenvorteil für die Aktivkohleadsorption, da die Anlagentechnik und der Betrieb im Vergleich zu den übrigen Verfahren einfacher und kostengünstiger sind.

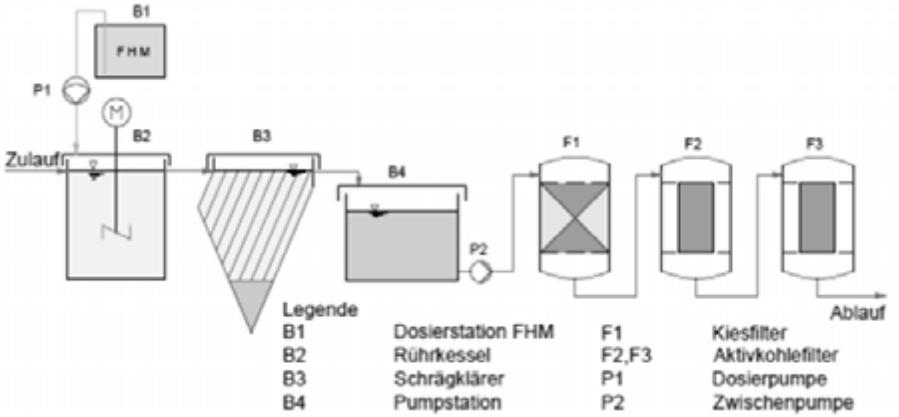


Abb. 4: Flockungsanlage mit nachgeschalteter Aktivkohleadsorption, Schema.

6 EXKURS BODENWASCHANLAGE

Die Bodenwaschanlage (Abb. 5) auf dem Standort eines ehemaligen Raffinerie-Geländes in Ingolstadt ist seit Mai 2018 in Betrieb kann pro Tag bis zu 1.200 t belastetes Bodenmaterial reinigen (Baur und Volz 2019). Bisher wurden insgesamt ca. 290.000 to schadstoffhaltigen Bodens gewaschen, davon etwa 70.000 to PFAS-belastetes Material.

Der gereinigte Boden kann anschließend auf dem Gelände wieder verfüllt werden, wobei weniger als 10 % der Input-Menge als Abfall entsorgt werden. Es handelt sich um die derzeit größte in Deutschland betriebene Anlage dieser Art.



Abb. 5: Bodenwaschanlage mit Aufbereitungsanlage für PFAS-haltiges Prozesswasser, Durchsatzleistung 1.200 t/d.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Die PFAS-Konzentrationen der allermeisten Grundwasserschäden liegen im Bereich von 1 - 100 µg/L. Für diese Fälle ist die Aktivkohleadsorption das Verfahren der Wahl. Es ist nicht nur in der Lage, die geforderten, extrem niedrigen Reinigungszielwerte im Bereich von 1 - 10 ng/L je PFAS-Einzelverbindung einzuhalten, sondern mit spezifischen Sanierungskosten von ca. 0,50 - 0,90 €/m^3 gereinigten Wassers auch als wirtschaftlich einzustufen. Darüber hinaus kann die PFAS-beladene Aktivkohle reaktiviert werden, so dass kein Abfall entsteht. Membran- und Flockungsverfahren kommen nur in speziellen Anwendungsfällen zum Einsatz. Ionenaustauscher haben den Nachteil, dass zu deren Regeneration organische Lösungsmittel erforderlich sind. Bei der Konzeption einer PFAS-Reinigungsanlage müssen gegebenenfalls vorhandene Störstoffe unbedingt berücksichtigt werden.

PFAS-haltige, sandig-kiesige Böden mit geringem Feinanteil lassen sich mit Hilfe einer Bodenwäsche reinigen. Eine effiziente Schlamm- und Wasseraufbereitung ist dabei von essenzieller Bedeutung, um eine gute Reinigungsleistung zu erzielen und geringe Entsorgungskosten zu verursachen.

Damit eine PFAS-Sanierung zum Erfolg geführt werden kann, ist zunächst eine detaillierte Untersuchung des Standorts erforderlich, unter bestimmten Umständen kann auch ein Feldversuch sinnvoll sein. Für die Auswahl und die Auslegung des optimalen Reinigungsverfahrens sind technische Expertise und Erfahrung unerlässlich. Damit der Kunde jederzeit die Kontrolle über die Projektkosten hat, sollte er auf ein verbindliches Angebot geeigneter Bieter bestehen.

LITERATUR

Baur, J. und Volz, B. (2019) Aus einem Raffineriegelände wird ein Technologiestandort, GAB-/ITVA-Altlastensymposium 2019 in Aschaffenburg, Vortrag.

Edel, H.-G., Klopp, D., Drubel, J., Korte, D., Kellner, C., Rehnig, U. (2018) PFC-Grundwassersanierungen: Stand der Technik und Kostenvergleich, Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement (HdA)

OECD (2013), OECD/UNEP Global PFC Group, Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs), Environment, Health and Safety, Environment Directorate, OECD.

Wirksamkeitsnachweis des oxidativen Abbaus von PCE mit dem HaloCrete®-Verfahren im Pilotversuch

P. Freitag
Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Wien, Österreich

T.G. Reichenauer
AIT Austrian Institute of Technology, Bioresources, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Im Zuge des KOMBO-Forschungsprojektes wurden in einer gesicherten Chlorkohlenwasserstoff-Altlast erfolgreich verschiedene, innovative Erkundungstechnologien eingesetzt, um ein umfassendes Standortmodell zu erstellen. Darauf basierend wurde ein Konzept erstellt, das einen Piloteinsatz des HaloCrete®-Verfahrens, einer Variante des Düsenstrahlverfahrens (DSV) zur Sanierung von hoch kontaminierten Herdzonen, vorsah. Durch umfangreiche begleitende Monitoringmaßnahmen während des gesamten Projekts konnte sowohl die Sanierung des behandelten Herdbereiches als auch eine deutliche Reduktion der Schadstofffahne nachgewiesen werden. Die Erkenntnisse aus dem Projekt weisen dabei in Richtung mehrstufiger Sanierungsverfahren mit gezielter Erkundung und Monitoring.

1 EINLEITUNG

In Zwölfaxing, nahe Wien, befand sich in den Jahren 1974-1981 die „Putzerei Alaska“, eine für diese Zeit typische Anlage, in der Tetrachlorethen (PCE) zur Anwendung kam. Im Laufe der Zeit führten Undichtigkeiten zu einer Kontamination des Bodens, aufgrund derer die Fläche 2005 als Altlast ausgewiesen wurde (Moser 2005). Eine thermische Sanierung in den Jahren 2010-2011 führte zwar zur Dekontamination der ungesättigten Zone, allerdings war in der gesättigten Zone noch PCE vorhanden, sodass der Standort hydraulisch gesichert werden musste.
Der Standort war daher ideal für das im Jahr 2016 gestartete Forschungsprojekt KOMBO, in dem die Oxidationsmitteleinbringung mit dem HaloCrete®-Verfahren im Feldversuch getestet wurde. Gleichzeitig war für die Erstellung des Sanierungskonzepts die Anwendung innovativer Erkundungsmethoden vorgesehen.

2 ERKUNDUGSKAMPAGNEN

Die Erkundungsarbeiten begannen mit dem Abteufen von vier Kernbohrungen, die zu Messpegeln ausgebaut wurden. In diesen wurden Colloidal-Borescope-Messungen – eine Einloch-Methode zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung – durchgeführt und Proben für die Laboranalytik gewonnen. Erste Direct-push Membrane Interface Probe (MIP)-Sondierungen wurden in einem groben Raster basierend auf Moser (2005) durchgeführt. Im Zuge dieser Untersuchungen wurde auch mittels Hydraulic Profiling Tools (HPT) ein hochauflösenden Tiefenprofil der Durchlässigkeiten der Bodenschichten erstellt. Die Lage der Schadstofffahne wurde über Immisionspumpversuche genauer ermittelt.
Im Zuge einer zweiten Kampagne wurde das Netz der MIP-Sondierungen verdichtet. Außerdem wurden weitere Pegel abgeteuft, um einen Partitioning Tracer Test durchzuführen und um die horizontale Schadstoffverteilung mit Textilpassivsammlern zu untersuchen. Die Daten beider Versuche bestätigten, dass im unteren Bereich des Grundwasserleiters keine Schadstoffphase vorlag. Damit konnte das auf Grund der

MIP-Sondierungen erstellte Modell mit Lokalisation von Herd und Fahne verifiziert werden.

3 STANDORTMODELL

Im Zuge der Erkundung konnten anfängliche Vermutungen bestätigt werden, dass die höchsten Schadstoffkonzentrationen an der Oberfläche sowie im oberen Bereich einer Schluffschicht, die sich etwa zwischen 8 m und 11 m Tiefe befand, zu finden waren. Kieskörper über und unter dieser Schluffschicht wiesen keine Kontamination auf. Es konnten zwei Hot Spots identifiziert werden, einer nahe der Außenwand des Gebäudes und ein zweiter nahe der Grundstücksgrenze, wobei letzterer erst im Zuge der zweiten Kampagne gefunden wurde (MIP42) (Abb. 1).

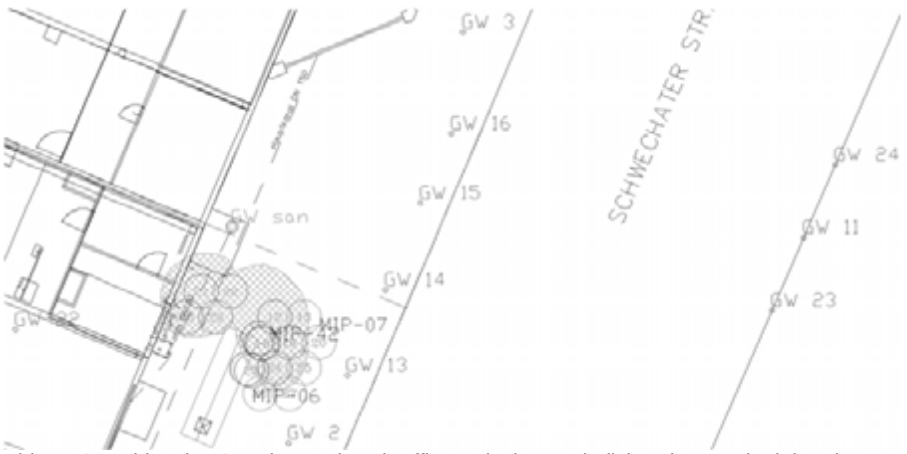


Abb. 1: Grundriss des Standorts. Die schraffierte Fläche symbolisiert den Herd mit bereits ausgeteilten DSV-Säulen. Messpegel sind mit GW, die Sondierungen mit MIP gekennzeichnet.

Aufgrund der MIP-Ergebnisse, die an ausgewählten Punkten durch chemische Analyse von Linerproben überprüft wurden und eine sehr gute Übereinstimmung zeigten, wurde in diesen Zonen von PCE in Phase ausgegangen. Die letztendlich ermittelte, gesamte projizierte Herdfläche betrug ungefähr 120 m². Die seitliche Ausbreitung der vom Herd ausgehenden Fahne wurde als gering eingestuft. Die Grundwasserströmung variierte kleinräumig sehr stark, entsprach aber im Mittel der erwarteten Strömungsrichtung.
Mit Hilfe der umfangreichen Untersuchungen konnte trotz sehr inhomogener, kleinräumiger Bedingungen ein belastbares Standortmodell erarbeitet werden.

4 SANIERUNGSKONZEPT

Ziel des Projektes war die chemische Oxidation von PCE im Schadensherd durch direkte Einbringung des Oxidationsmittels mit dem HaloCrete®-Verfahren, einer Variante des Düsenstrahlverfahrens (Freitag et al. 2014). Damit ist eine gesicherte in-situ chemische Behandlung von Schadstoffen in gering durchlässigen Bereichen und unter Gebäuden möglich. Die Geometrie (= behandelte Bodenbereich) ist dabei definiert und kontrollierbar. Der Sanierungsbrunnen sollte weiterhin in Betrieb bleiben und bei Bedarf durch konventionelle push-Injektionen eine residuale Fahne behandelt werden.

4.1 Voruntersuchungen

Vor Beginn der eigentlichen Arbeiten am Standort wurden Laboruntersuchungen durchgeführt. Sie dienten unter anderem der Auswahl des Oxidationsmittels (OM, $K_2S_2O_8$ bzw $KMnO_4$) und der Berechnung der benötigen OM-Menge auf Grund der Bestimmung des Natural Oxidant Demands (NOD) des Bodens und des Bindemittels. Die beim Abbinden des Zements freiwerdende Wärme reichte nicht zur Aktivierung von Persulfat aus. Die Versuche führten somit zu Kaliumpermanganat als geeignetstem Oxidationsmittel.
Die Versuche zeigten auch das Cr(III) zu mobilerem Cr(VI) oxidiert wird. In ergänzenden Säulenversuchen konnte allerdings eine rasche Immobilisierung an der Bodenmatrix gezeigt werden. Auch im durchgeführten Feldversuch konnten nach der Behandlung keine erhöhten Konzentrationen im Grundwasser nachgewiesen werden.
Zusätzlich wurden Säulenversuche durchgeführt, deren Ziel es war Aussagen über die mögliche Mobilisierung von Schwermetallen zu erhalten und den Partitioning-Tracer Tests vorzubereiten.

4.2 Piloteinsätze

Bei den Einsätzen kam eine besondere Variante des DSV zum Einsatz, das sogenannte Super-Triplex Verfahren. Dabei können, bedingt durch den Einsatz von zwei Hochdruckpumpen, die üblicherweise in bindigen Böden sequenziell ausgeführten Arbeitsschritte „Vorschneiden“ und „Jetten“ parallel ausgeführt werden (Abb. 2). Außerdem fällt so nur eine homogenisierte, mit $KMnO_4$ angereicherte Rücklaufsuspension an.



Abb. 2: Panoramaaufnahme der Baustelle (am linken Bildrand sind die beiden Hochdruckpumpen und der Horizontalsilo zu sehen).

Von Beginn an waren zwei Einsätze geplant, um den Einfluss von Arbeiten in Teilbereichen auch in Bezug auf die Gesamtsituation beurteilen zu können. Eine logistische Herausforderung stellte dabei der Umstand dar, dass die Rücklaufsuspension am Standort zwischengelagert werden musste, da sie gemäß gesetzlichen Bestimmungen als gefährlich anzusehen war und daher vor der Deponierung ein Ausstufungsprozess durchlaufen werden musste. Die Färbung des Materials erschwerte dabei die Laboranalytik. Auf Basis der Analyse durch externe Prüfstellen erfolgte schließlich die Deponierung des Rücklaufs auf einer Massenabfalldeponie (Tab. 1).

Tab. 1: Ergebnisse der Ausstufung (relevante Parameter).

Eluatuntersuchung			Grenzwerte			
Parameter	Dimension	Ergebnis	Inertstoffdeponie	Baurestmassendeponie	Reststoffdeponie	Massenabfalldeponie
pH-Wert	-	12,4	6,5-12	6,5-13	6-12	6-13
Leitfähigkeit	mS/m	983	150	300		
Abdampfrückstand	mg/kg TS	30600	4000	25000	60000	100000
AOX als Cl	mg/kg TS	9,0	0,3	3	30	30
TOC als C	mg/kg TS	59	500	500	500	2500
Phenolindex	mg/kg TS	< 5	1			1000
Cr-gesamt als Cr	mg/kg TS	0,68	0,5	2	10	70
Cr(VI) als Cr	mg/kg TS	< 10		0,5		20

5 ERFOLGSNACHWEISE

Die Untersuchung der Wirksamkeit der Methode erfolgte einerseits durch Beprobung der gejetteten Säulen, also direkt im Schadensherd und andererseits durch Messungen der Schadstoffgehalte in den abstromigen Grundwassermessstellen.

5.1 Behandelte Bodenzone

Um den Erfolg der Maßnahme im Herd zu beurteilen wurden aus den DSV-Körpern gewonnene Proben im Labor untersucht. Üblicherweise werden die Proben aus Kernbohrungen oder Inlinern gewonnen. Abb. 3 zeigt eine solche Kernprobe. Einen ersten Hinweis auf den Erfolg gab hier die Farbe, da das $KMnO_4$ den Boden lila färbte. Die ermittelten Permanganatgehalte verhielten sich reziprok zu den PCE-Konzentrationen, die deutlich unter den vorab bestimmten lagen.

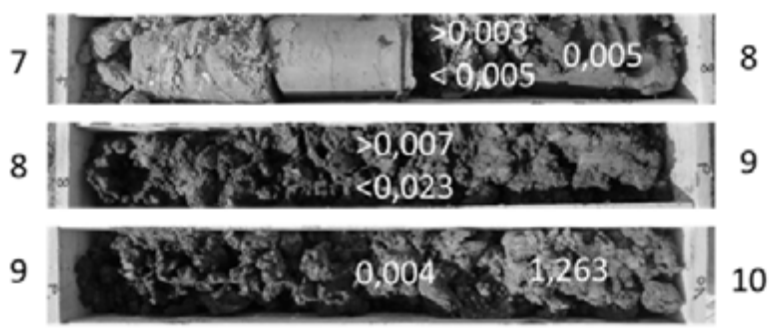


Abb. 3: Kernproben aus dem DSV-Körper. Die dunkle (lila) Färbung ab 7,5 m zeigt behandelte Bereiche. Werte stellen die Konzentrationen PCE in mg/kgTS dar.

Im Zuge des Forschungsprojekts ist es aber auch gelungen MIP-Sondierungen an denselben Stellen wie bei der Erkundung durchzuführen. Das bemerkenswerte Ergebnis zeigt Abb. 4. Deutlich erkennbar ist hier die Abnahme des DELCD-Signals zwischen 2016 und 2019, in einer Tiefe ab 8,0 m unter Grund. Der DELC-Detektor ist jener, der im System „MIP“ auf chlorierte Kohlenwasserstoffe reagiert. Ein sprunghafter Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit zeigt in dieser Tiefe die Oberkannte des behandelten Bodens an.

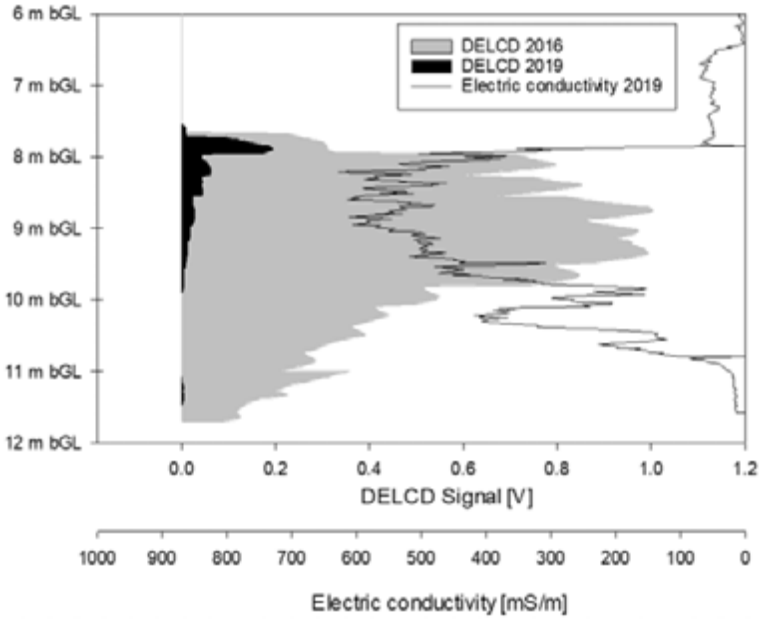


Abb. 4: MIP-Sondierung 42, DELCD-Signal und elektrische Leitfähigkeit.

5.2 Standort

Die Beurteilung des Sanierungserfolgs am Standort erfolgte durch PCE-Konzentrationsmessung in den stromabwärts gelegenen GW-Messstellen.
In Abb. 5 sind deutlich die Konzentrationsänderungen zwischen den einzelnen Projektschritten abgebildet. Sehr gut erkennbar sind Konzentrationsanstiege nach dem ersten Einsatz. Diese sind auf eine geänderte Grundwasserströmung zurückzuführen. Verstärkt wird dieser Effekt durch den Betrieb des Sicherungsbrunnes. Umstände, wie undichte Schächte und Platzmangel, die im Zuge des Forschungsprojektes nicht beseitigt werden konnten, verhinderten eine vollständige Behandlung der beiden Schadensherde. Dass die Konzentrationen in fast allen Beobachtungsbrunnen nach Abschluss der zweiten Kampagne trotzdem deutlich unter den Ausgangswerten lagen, ist ein Beleg für Wirksamkeit der Herdoxidation und auch für die Belastbarkeit des erarbeiteten Standortmodells.

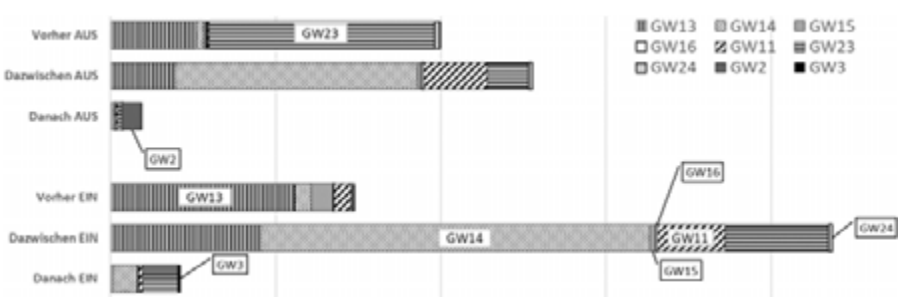


Abb. 5: Mittelwerte der PCE-Konzentration [mg/l] jeweils vor dem ersten, zwischen den beiden und nach dem zweiten DSV-Einsatz, bei ein- und ausgeschaltetem Sicherungsbrunnen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des Forschungsprojekt KOMBO konnte abermals die Wichtigkeit einer umfassenden und kleinräumigen Standortuntersuchung belegt werden. Die gezielte Sanierung von Hot-spots erscheint jedenfalls diskussionswürdig, da zumindest in diesem Projekt gezeigt werden konnte, dass umfänglich geringe Maßnahmen im Herd bei einem mehrstufigen Konzept, bereits deutliche Auswirkungen auf die Gesamtsituation haben können. Jedenfalls konnte die Wirksamkeit des HaloCrete® - Verfahrens bei Herdsanierungen in situ nachgewiesen werden.

7 DANKSAGUNG

Das Projekt KOMBO (B520010) wurde gefördert durch das Bundesministerium für Tourismus und Nachhaltigkeit (BMNT). Fördermanagement by Kommunalkredit Public Consulting (KPC).

LITERATUR

Freitag, P.; Reichenauer, T. G.; Maurer, H.; Schweiger, H. (2014) HaloCrete Abschlussbericht; B120005; Wien

Moser, B. (2005) Altstandort “Putzerei Alaska” Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung; §13 und §14 ALSAG N59; Wien.

Standortspezifische Auswahl von kohligen Sorbentien für die in-situ Bodensanierung – KOKOSAN II

G. Sigmund, S. Chaudhuri, T. Hüffer & T. Hofmann
Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften, Wien, Österreich

O. Mann & K. Wruss
ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Wien, Österreich

S. Prenner, S. Jung-Waclik & A. Kurz
BRIMATECH Services GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Flächen mit hohen Schadstoffbelastungen (Hot Spots) werden in der Sanierungspraxis, sofern möglich, häufig ausgebaggert. Die umliegenden Flächen können dabei niedrig und diffus kontaminiert zurückbleiben. Pflanzenkohle, ein Produkt aus der Pyrolyse von Biomasse, kann als Sorbent zur Immobilisierung von Schwermetallen und organischen Restkontaminationen eingesetzt werden. Pflanzenkohle ist zudem ein Bodenhilfsstoff, der bei sandigen Böden der Auswaschung von Nährstoffen entgegenwirkt, die Bodenwasserhaltekapazität steigert und bei versauerten Böden den pH-Wert anhebt. Das Einmischen von Pflanzenkohle in diffus verunreinigte Böden kann daher auch zur ökologischen Stabilisierung solcher Standorte beitragen. Im Rahmen des vorhergehendend Projektes KOKOSAN I konnte gezeigt werden, dass Pflanzenkohle gut für die Zurückhaltung von anorganischen und organischen Schadstoffen und die Sanierung leicht- bis mittelbelasteter Standorte geeignet ist. Im Rahmen von KOKOSAN II wird die schadstoffabhängige Kohlenauswahl für den Sanierungseinsatz in Abhängigkeit von standortspezifischen Einflussfaktoren beschrieben. Konzepte um die bestmögliche Kohle für einen gegebenen Sanierungsfall auszuwählen werden in weiterer Folge vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Internationale und nationale Studien haben belegt, dass Pflanzenkohle (engl. „Biochar“) grundsätzlich für den Einsatz zur in-situ Bodensanierung geeignet ist. KOKOSAN I konnte erfolgreich zeigen, dass Biochar insbesondere für die Immobilisierung von leicht- bis mittelbelasteten Altstandorten geeignet ist, an welchen die Schadstoffquelle (Hotspot) entfernt wurde und großflächig Restkontaminationen verblieben sind, welche die Verwendung und somit den Wert der Liegenschaft nachteilig beeinträchtigen (vgl. auch § 29 UFG). Derzeit werden diese Flächen häufig nicht behandelt, was zu ökologischen (weitere Schadstoffemission, negative Auswirkungen auf die Biodiversität) und ökonomischen (Wertverlust, beschränkte Nutzungsmöglichkeiten) Nachteilen führt. Die Laboruntersuchungen in KOKOSAN I belegten die hohe Sorptionskapazität und Affinität von Biochar für eine Vielzahl von Schadstoffen, die Langzeitstabilität und positiven Auswirkungen auf die Klimabilanz durch Reduktion der Treibhausgasemissionen sowie eine Verbesserung der Bodenqualität verbunden mit einer Wertsteigerung der betroffenen Liegenschaften.
Nachdem im modularen Konzept KOKOSAN die erste Phase 2018 erfolgreich abgeschlossen wurde (Sigmund et al. 2018), werden hier die ersten Zwischenergebnisse aus KOKOSAN II vorgestellt. Ziel von KOKOSAN II ist die Erarbeitung einer technischen Arbeitshilfe für die Sanierungspraxis. Diese Arbeitshilfe soll in der Praxis ge-

testet sowie einer Stakeholder- und Akzeptanzanalyse unterzogen werden, um mögliche Implementierungsbarrieren frühzeitig zu erkennen und ihnen gegebenenfalls entgegenwirken zu können. Mit dem KOKOSAN-Sanierungskonzept soll ein wesentlicher Beitrag zum Flächenrecycling geleistet werden. Folglich wird in KOKOSAN II standortparameterspezifisch untersucht

- welche Standorte für den Einsatz von Biochar geeignet/ungeeignet sind,
- wie die Art der Biochar in Abhängigkeit vom Standort ausgewählt werden muss und
- wie die Applikationsrate der Biochar standortspezifisch zu ermitteln ist.

Als ökologisch sinnvolle Ergänzung sollen auf Pflanzenbiomasse basierende Aktivkohlen als Verfahrensalternativen betrachtet werden. In diesem Beitrag wird hierbei vor allem auf die Kohlenauswahl eingegangen. In weitere Folge sind mit „Kohlen" beide Materialklassen inkludiert.

2 KOHLENAUSWAHL

Neben den im Folgenden genannten Eigenschaften sollte bei der Kohlenauswahl darauf geachtet werden, dass die zu verwendende Biochar den Qualitätsstandards des EBC (European Biochar Foundation 2015), bzw. der ÖNORM S2211, entspricht.

2.1 Organische Schadstoffe

Kohlen mit hohen **spezifischen Oberflächen** sind gut für die Immobilisierung von organischen Schadstoffen geeignet. Entsprechend der IUPAC Einteilung kann dabei zwischen Mikroporen (Porendurchmesser < 2 nm) und Mesoporen (2 - 50 nm) unterschieden werden. Für die Sorption von niedermolekularen Schadstoffen wie beispielsweise Acenaphthen sind Mikroporen relevante Sorptionsstellen, wohingegen für höhermolekulare Schadstoffe, wie beispielsweise Methylenblau, lediglich Mesoporen relevant sind. N_2 und CO_2 Gasphysisorption kann hierbei verwendet werden, um Parameter für die Abschätzung spezifischen Oberflächen für die jeweiligen Porengrößen zu bestimmen (Sigmund et al. 2017).

Für aromatische organische Schadstoffe nimmt des Weiteren die Sorption mit der **Aromatizität** der Kohlen zu. Die Aromatizität kann mit H/C, dem elementaren Wasserstoff-Kohlenstoff Verhältnis, angenähert werden, wobei die Aromatizität größer wird, wenn H/C kleiner wird. Für ionisierbare organische Schadstoffe, welche in Abhängigkeit des pH-Wertes dissoziieren, sind die **Pufferkapazität sowie die Oberflächenladung** der Kohle von besonderer Bedeutung (Kah et al. 2017). Um zu bestimmen, wie eine Kohle den pH-Wert im Boden verändert, sollten geeignete Kohlen unter Berücksichtigung des pH-Wertes der Kohlensuspension ausgewählt werden. Die ausgewählten Kohlen sollten daraufhin in den zu behandelnden Boden gemischt und der pH-Wert erneut gemessen werden. Die Hydrophobizität der ionisierbaren organischen Schadstoffe sollte daraufhin mit Hilfe des pH-Abhängigen D_{OW} Konzeptes abgeschätzt werden und nicht mit dem klassischen K_{OW} Ansatz.

Im Rahmen von KOKOSAN II wurde erstmals ein auf einem neuronalen Netzwerk basierendes Model entwickelt, welches die **Vorhersage der Sorption von polaren, anionischen, kationischen sowie zwitterionischen organischen Schadstoffen in Abhängigkeit von Kohleeigenschaften** ermöglicht. Das entsprechende Modell wurde für die bessere Nutzbarkeit in eine einfache Anwenderoberfläche („User interface") gebracht, welche auf der Recy & DepoTech vorgestellt wird.

In weitere Folge werden in KOKOSAN II auch Ansätze entwickelt, um die Vorhersage der Sorption in Kohle-Boden-Gemischen in Abhängigkeit von Standorteigenschaften zu ermöglichen. Hierbei wird die statistische Versuchsplanung mit einem faktoriellen Versuchsplan zum Einsatz kommen, welche eine quantitative Modellierung der Standortfaktoren bezogen auf die Schadstoffsorption ermöglicht.

2.2 Schwermetalle

Immobilisierung von Schwermetallen kann durch **elektrostatische Wechselwirkungen** zwischen positiv geladenen metallischen Kationen und negativ geladenen Oberflächengruppen und delokalisierten π-Elektronen an den aromatischen Strukturen der Kohle auftreten. Bei zunehmender Pyrolyse-Temperatur steigt die aromatische Kondensation der Kohle während die oxygenierten funktionellen Gruppen abnehmen. Dadurch wird die jeweilige Wechselwirkung mit den Kohleoberflächen unterschiedlich prominent. Zusätzlich können mineralische Fraktionen wie Phosphate, Sulfate und Karbonate zu Ausfällung von Schwermetallen führen.

Das Einmischen von Kohle in den Boden hat häufig – je nach Pufferkapazität des Bodens – **pH-Änderungen** zur Folge. Nicht modifizierte, pflanzenbasierte Kohle weist oft pH-Werte von 8-9,5 auf und reduziert die **Löslichkeit** von Metallen durch die Bildung von Metallhydroxiden. Zusätzlich können durch den hohen pH von Kohle Metalle wie Cu, Cd, Pb oder Zn als Phosphate oder Karbonate an der Oberfläche der Kohle **ausgefällt** werden. Anders ist die Situation bei Metalloiden wie z.B. As, Sb und Mo, deren Löslichkeit und Verfügbarkeit häufig mit dem pH steigt. Kationische Metalle, welche an negativ geladene Oberflächen im Boden gebunden sind, erhöhen hingegen bei niedrigem pH ihre Löslichkeit, da Kationenaustauschkapazität (KAK) und pH miteinander in positiver Beziehung stehen.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen von KOKOSAN I konnte erfolgreich gezeigt werden, dass Kohle gut für die Zurückhaltung von anorganischen und organischen Schadstoffen und die Sanierung leicht- bis mittelbelasteter Standorte geeignet ist. KOKOSAN ist eine umweltfreundliche und kostengünstige Strategie um Restkontaminationen zu behandeln, den Eintrag von Schadstoffen in die Umwelt zu minimieren und eine Nachnutzung des Standortes mit einem guten gesamtökologischen Fußabdruck durch den Einsatz von Kohle zu ermöglichen.

Die Ergebnisse aus KOKOSAN II können zu einer schadstoffabhängigen Kohlenauswahl für den Sanierungseinsatz verwendet werden. Im Rahmen des Projektes werden technische Grundlagen erarbeitet, welche diese Auswahl anwendungsbezogen beschreiben. Die Abhängigkeit von Standorteigenschaften kann den potentiellen Kohleeinsatz stark beeinflussen und wird in weiterer Folge in KOKOSAN II vertiefend untersucht. Die zur Erreichung eines Zielewertes benötigte Kohle-Applikationsrate hängt dabei von einer Vielzahl an Faktoren ab, wobei Schadstoffart, Bodentyp sowie die Schadstoffkonzentration im Boden von zentraler Bedeutung sind. Die ausführliche Darstellung von KOKOSAN II wird bei Projektende erfolgen.

Die vorgestellten Ergebnisse sind Gegenstand des Forschungsprojektes KOKOSAN II, gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen, und Tourismus (Projektnummer B820017 Management durch Kommunalkredit Public Consulting GmbH).

LITERATUR

European Biochar Foundation (2015) “European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar’.” *European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. Version 8.3*, no. June: 1–22. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4658.7043.

Kah, M., Sigmund, G., Xiao, F., Hofmann, T. (2017) “Sorption of Ionizable and Ionic Organic Compounds to Biochar, Activated Carbon and Other Carbonaceous Materials.” *Water Research* 124: 673–92. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.070.

Sigmund, G., Hüffer, T., Hofmann, T., Kah, M. (2017) “Biochar Total Surface Area and Total Pore Volume Determined by N2 and CO2 Physisorption Are Strongly Influenced by Degassing Temperature.” *Science of the Total Environment* 580: 770–75. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.023.

Sigmund, G., Soja, G., Hüffer, T., Hofmann, T. (2018) “Kurzbericht: Technisch-Naturwissenschaftliche Grundlagen Zum Einsatz von Biokohle Und Kompost Als Bodenadditive Für Die Immobilisierung von Schadstoffen an Altlastenstandorten.” Wien. https://www.umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/media/umweltfoerderung/Dokumente_Betriebe/Wasser_Betriebe/Studien_Altlasten/KOKOSAN_Kurzbericht_Sanierung_mit_Biokohle_und_Kompost.pdf.

Sanierung IN-Campus: Aus Raffineriegelände wird Technologiezentrum

B. Faigle & B. Volz
Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Rückbaus der ehemaligen Raffinerie ERIAG der Bayernoil AG in Ingolstadt wurde eine Detailerkundungen durchgeführt, die drei wesentliche, raffinerietypische Schadstoffgruppen identifizierte. Für diese wurden spezialisierte, emissionsarme aber gleichzeitig auch im großen Maßstab leistungsfähige Sanierungsmethoden ausgewählt, sodass eine erfolgreiche Sanierung innerhalb der straffen Zeitvorgaben erreichbar ist. Alle Sanierungsmaßnahmen sind eng miteinander verflochten und erst die Kombination der einzelnen Gewerke führt zum Sanierungserfolg, dem nachhaltigen Erreichen der Sanierungszielwerte. Durch die Vergabe der kompletten Sanierungsaufgabe als Totalunternehmervertrag an eine ARGE wurde gewährleistet, dass sämtliche Schnittstellen der Einzelgewerke in Planung, Genehmigung und Ausführung zentral koordiniert werden.

1 EINLEITUNG

Der ehemalige Raffineriestandort der Bayernoil AG in Ingolstadt wird im Zuge einer nutzungsorientierten Sanierung von typischen Raffinerierückständen (aromatische und aliphatische leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe und langkettige Mineralölkohlenwasserstoffe) sowie von einer Belastung mit Per- und Polyfluorierte Chemikalien (PFC) befreit. Ziel ist, eine gewerblich-industrielle Nutzung des 75 ha umfassenden Geländes nach Abschluss der Sanierung zu ermöglichen. Zu diesem Zweck wurde die IN-Campus GmbH als Joint Venture der AUDI AG und der Stadt Ingolstadt gegründet, welche 2017 die ARGE der Firmen ZÜBLIN Umwelttechnik GmbH, Geiger Umweltsanierung GmbH, Wilhelm Geiger GmbH & Co. KG und Strabag Umwelttechnik GmbH mit der Ausführungsplanung und Sanierungsdurchführung beauftragte. Die Randbedingungen der Sanierung, die die spätere, gefahrlose Nutzbarkeit sicherstellen sollen, sind in einem öffentlich-rechtlichen Sanierungsvertrag festgelegt. Die Arbeiten werden voraussichtlich 2022 abgeschossen.

2 SANIERUNGSMAßNAHMEN

Aus den Detailerkundungen konnten drei wesentliche Schadstoffgruppen identifiziert werden. Für jede Gruppe wurden emissionsarme Sanierungsmethoden ausgewählt:

- Leichtflüchtige aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe (C5-C9, BTEX), Sanierung durch Air-Sparging.
- Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), Bodenaustausch mittels Wabenverfahren mit anschließender Bodenwäsche.
- Per- und Polyfluorierte Chemikalien (PFC), Bodenaustausch im offenen Aushub mit anschließender Bodenwäsche.

2.1 Hydraulische Geländeabstromsicherung

Vor Beginn des großtechnischen Sanierungsbetriebes wurde eine hydraulische Abstromsicherung in Betrieb genommen, um die abstromig gelegenen geschützten Donauauen bis zum Erreichen der Sanierungsziele vor dem Zutritt von Schadstoffen

zu schützen. Basierend auf den Ergebnissen einer instationären Modellierung des Grundwassers werden 10 Abstromsicherungsbrunnen abhängig vom Grundwasserstand betrieben. Das mit bis zu 210 m^3/h geförderte Rohwasser wird in einer vierstufigen Grundwasserreinigungsanlage behandelt und über Versickerungsbecken im Bereich der Biotopflächen dem Grundwasserleiter wieder zugeführt (Abb. 1).



Abb. 1: Geländeabstromsicherungsanlage mit einer Leistung von bis zu 210 m^3/h.

2.2 Bodenaustausch

Auf einer Fläche von rund 90.000 m^2 ist der Boden durch PFC und MKW verunreinigt. Die PFC-Belastungen der ungesättigten Bodenzone werden im offenen Aushub entfernt und mit sauberem Bodenmaterial wieder verfüllt. Bei den tiefreichenden MKW-Belastungen in der gesättigten Bodenzone kommt der emissionsarme Aushub im Schutze des Wabenverbaus zum Einsatz, um Sanierungstiefen bis 7 m unter dem Grundwasserspiegel vollständig und überschnittsfrei zu erreichen (Abb. 2). Durch einen innovativen Geräteeinsatz wird ein hoher Leistungsansatz erreicht, um belasteten Boden aus mehreren 10.000 Waben austauschen zu können (Brozio & Ernst 2019).



Abb. 2: Wabenkolonne bestehend aus Mäkler geführtem Vibrationsgerät, Kettenbagger mit Greiferverlängerung, Radlader zur Wiederverfüllung.

2.3 Bodenwäsche

Im Zuge der Sanierung müssen rund 500.000 t kontaminierter Boden ausgehoben und durch unbelastetes Verfüllmaterial ersetzt werden. Gesicherte Entsorgungswege zur externen Verwertung des belasteten Bodens, insbesondere beim hochsensiblen PFC-Material, sind in diesen Dimensionen kaum zu realisieren. Um zusätzlich die Transportvorgänge zu minimieren, wurde eine on-site Lösung zur Bodenbehandlung gesucht. Aufgrund des vorhandenen Schadstoffinventars und der vorwiegend kiesigen Bodenbeschaffenheit der anstehenden Böden wurde die Bodenwäsche als geeignetes Dekontaminationsverfahren ausgewählt. Dabei werden die Schadstoffe vom Bodenkorn durch intensive Behandlung mit sauberem Waschwasser entfernt. Aus den zeitlichen Vorgaben des Bauherrn sowie der Verflechtung des Bodenaustausches mit den anderen Gewerken ergab sich eine erforderliche, tägliche Aushubmenge von rund 1.000 t. Im Einschichtbetrieb können alle auf dem Standort anfallenden kiesigen Aushubmassen so aufbereitet werden, dass über 90 % nach Reinigung als Verfüllmaterial (Z 0 / Z 1.1) wieder am Standort verwertet werden können. Weniger als 10 % des Ausgangsmaterials fallen als höherbelasteter Filterkuchen an und werden extern entsorgt (Volz et al. 2019).



Abb. 3: Bodenwaschanlage mit Schlammbehandlung auf dem zentralen Aufbereitungsplatz (ZAP).

Die Waschanlage selbst ist zur Vermeidung von Emissionen eingekapselt (Abb. 3.). Über mehrere Stufen einer Nasssiebung wird das Korngerüst in verschiedene Körnungsbänder klassiert. Zur Optimierung der Reinigungsleistung wird der Feststoffstrom zusätzlich in einer Schwerterwäsche mechanisch aufgearbeitet. Nach Zugabe von Polymeren wird der Prozessschlamm aus der Flüssigphase über Klärer getrennt und der eingedickte Schlamm mittels Kammerfilterpresse nahezu vollständig entwässert. Das aus dem Klärer abgeschöpfte Klarwasser wird zur Waschwasseraufbereitungsanlage gepumpt und dort abgereinigt. Im geschlossenen Wasserkreislauf der Bodenwäsche stehen so dauerhaft 380 m^3/h an sauberem Waschwasser zur Verfügung.

Die Bodenwaschanlage samt aller Nebenanlagen, Stoffströme und abfallrechtlicher Belange wurde nach Bundes-Immissionsschutzgesetz beantragt und für die Behandlung ausschließlich standorteigener Materialien genehmigt.

2.4 Stoffstrom

Das gewaschene Material wird beprobt, und darf erst nach Freigabe durch einen externen Gutachter am Standort wiederverfüllt werden.
Für die Geländeaufhöhung zur Folgebebauung und dem Ausgleich von entsorgtem, belasteten Bodenmaterial müssen auf die Fläche über 1.000.000 t an unbelastetem Boden angeliefert werden. Dafür wurde gemeinsam mit Behörden und dem Fachgutachter ein umfangreiches Annahmekonzept entwickelt, um den gesamten Stoffstrom mit definierten Freigabeketten transparent zu überwachen und lückenlos zu dokumentieren.

2.5 Air-Sparging

Mittels Air-Sparging werden insgesamt etwa 120.000 m² mit leichtflüchtigen Schadstoffen belastete Bereiche in-situ saniert. Zeitgleich kann eine Sanierungsfläche von etwa 45.000 m² mit 8 Einzelanlagen betrieben werden. Die mobilisierten Schadstoffe werden über Bodenluftpegel oder Drainagen gefasst und den Luftreinigungsanlagen zugeleitet. In Summe werden 4.000 m^3/h Bodenluft abgesaugt, die je nach Schadstoffgehalt über eine Hochtemperaturfackel, rekuperative Nachverbrennungsanlage (RNV), katalytische Oxidationsanlage (KATOX) oder Luftaktivkohle gereinigt werden.
Die Anlagen steuern über 500 Injektionspegel in einem zyklischen Bearbeitungsschema austragsorientiert dergestalt, dass ein optimaler Sanierungsfortschritt erreicht wird. Jeder Injektions- als auch Absaugpegel ist einzeln regelbar und erhält sein individuelles Betriebsregime. Über eine Konzentrationsmessung im Abgasstrom wird für jeden Druckluftimpuls in einen Injektionspegel der Verlauf der Schadstofffreisetzung im Untergrund erfasst. Entsprechend kann im Betrieb ein genaues Schadensbild der bearbeiteten Fläche erstellt, Hot-Spots lokalisiert und damit gezielt Maßnahmen intensiviert werden. Im Vergleich zu einer uniformen Abarbeitung der Fläche steigert der austragsorientierte optimierte Betrieb die Austragsfracht um ca. das Vierfache und verkürzt damit die Sanierungsdauer entsprechend (Faigle & Bayer 2019).

3 FAZIT UND AUSBLICK

Erst in der Kombination unterschiedlicher Verfahren lassen sich die hohen Sanierungsziele erreichen, und das Gelände kann risikolos einer Folgenutzung zugeführt werden. Die Sanierungsmaßnahmen werden voraussichtlich bis Ende 2022 abgeschlossen sein, wobei die Abstromsicherung bei Bedarf auch darüber hinaus betrieben wird. Parallel dazu wird auf bereits sanierten und freigegebenen Teilflächen ein Technologiepark errichtet. Von den 75 ha Gesamtfläche der IN-Campus GmbH werden 15 ha renaturiert und dienen als Ausgleichsfläche für die Natur.

LITERATUR

Brozio, D., Ernst, A. (2019) *Bodenaustausch tiefliegender Schadstoffbelastungen*. altlasten spektrum 6-2019.

Faigle, B., Bayer, F. (2019) *Effizientes Air-Sparging im großen Stil*. altlasten spektrum 6-2019.

Volz, B., Baur, J., Grabmann, F., Faigle, B. (2019) *Bodenwäsche neu entdeckt*. altlasten spektrum 6-2019.

Klassische Sanierungstechnologie unter erschwerten Bedingungen - Fallbeispiel aus dem Sanierungsalltag

R. Patek
TERRA Umwelttechnik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Sanierungsprojekt an der Altlast ST22, Ventrex in Graz stellte ein Projekt der Superlative dar. Dies war weniger der inhaltlichen Lösung (kalte Bodenluftabsaugung und Pump&Treat-Anlage) geschuldet, sondern den herausfordernden Rahmenbedingungen bezüglich Finanzierung, technisch möglicher und dem Sanierungsziel folgender Bauumsetzung, Zeitrahmen und Akzeptanz der Maßnahmen durch den Rechtsnachfolger des Verursachers. Nach jahrelangem Tauziehen um die Möglichkeit, eine Sanierung überhaupt zu planen, erfolgte die Umsetzung der Maßnahmen umso rascher, da das Zeitfenster dafür lediglich ein paar Wochen betrug. Unter größtmöglicher Schonung des Baubestandes und der Produktionsbereiche, unter welchen sich der zu sanierende Schaden in der ungesättigten Zone befand, unter Rücksichtnahme auf die laufende, im Schichtbetrieb stattfindende Produktion vor Ort und immer auf das Sanierungsziel fokussiert konnten die Sanierungsanlagen erfolgreich errichtet und in Betrieb genommen werden.

1 EINLEITUNG

Die Sanierung der Altlast ST22 – Ventrex in Graz weist auf den ersten Blick keine spektakulären Besonderheiten auf. Der Schaden – verursacht durch das Lösungsmittel Tetrachlorethen – befindet sich vorrangig in der ungesättigten Zone, eine Schadstofffahne im Grundwasser breitet sich rund 100m dem Grundwasserabstrom folgend aus. Zu sanieren ist daher die ungesättigte Zone mit einer Mächtigkeit von 6m auf einer Fläche von 1000m², die unterschiedlich stark belastete Bereiche aufweist. Als Sanierungsverfahren wurde eine (kalte) Bodenluftabsauganlage gewählt. Zusätzlich wurde eine Grundwassersicherungsanlage errichtet, die gleichzeitig als Sanierungsanlage für das Grundwasser dienen sollte. Die Grundwasserbelastung kann als gering bewertet werden, jedoch ist eine erhebliche Nachlieferung über den Schaden in der ungesättigten Zone jederzeit möglich.

2 DER WEG ZUM ERFOLGREICHEN SANIERUNGSPROJEKT

Ein erfolgreiches Sanierungsprojekt kann nur dann zustande kommen bzw. umgesetzt werden, wenn alle Beteiligten von den Maßnahmen positiv überzeugt sind.

2.1 Die schwierigsten Rahmenbedingungen

Die Planung, Finanzierung und Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen stellte in diesem Fall allerdings alle Beteiligten vor eine riesige Herausforderung: der Standort ist Betriebsstandort eines erfolgreichen Grazer Unternehmens mit niederländischem Eigentümer und über der erkundeten Kontamination vollständig überbaut. Zusätzlich war für 2018/19 eine Betriebserweiterung geplant, die die Umsetzung eines Sanierungsprojektes durch umfangreiche Hochbaumaßnahmen zusätzlich erschweren bzw. verunmöglichen würde.

Der Schaden befindet sich direkt unter der erwähnten bestehenden Betriebshalle, die im Inneren zu 90 % mit tonnenschweren, unverrückbaren Maschinen und Produktionsmaterialien verstellt ist. Die Maschinen sind Präzisionsmaschinen, die größtenteils über Pneumatik-Roboter Teile für die Autoindustrie herstellen (z.B. Ventile). Freiräume zwischen den Maschinen dienten lediglich zum Befahren mit Staplern oder als Durchgang für die Mitarbeiter.



Abb. 1: Produktionshalle bei laufendem Betrieb.

Die Bescheidsituation der Betriebsanlagengenehmigungen seit Beginn der Produktion 1958 war derart gestaltet, dass eine Förderung für die Sanierung dieser Bundesaltlast mit Prioritätenklasse 2 im ersten Moment unmöglich schien: der Verursacher des Schadens konnte behördenseits eindeutig identifiziert werden, somit stand ein behördlicher Auftrag zur Sanierung mit allen unangenehmen Rahmenbedingungen für Unternehmen und Behörde im Raum. Eine Teilfinanzierung über die Bundesförderung wäre dann nicht möglich.

2.2 Die Wende

Ein Eigentümerwechsel an der Spitze des Unternehmens brachte 2016 Bewegung in eine mögliche Sanierung – das Unternehmen bekannte sich zu einer (freiwilligen) Sanierung und gab den Auftrag ein Projekt zu erstellen und gleichzeitig um Förderung für die Maßnahmen anzusuchen.
Nach einem rund ein Jahr dauernden Abstimmungsprozess mit der Förderstelle, den Vertreter/innen des Landes Steiermark und dem Umweltbundesamt konnte ein für das Unternehmen mögliches technisches und finanzielles Konzept erstellt werden, dem auch der Eigentümer in den Niederlanden zustimmen konnte.

2.3 Die Umsetzung

Die Zeit drängte, da das Hochbauprojekt für die Betriebserweiterung immer mehr freie Fläche in Anspruch nahm, die auch für das Sanierungsprojekt von Relevanz war. Teile der Grundwassersanierungsanlage mussten vor Fertigstellung der Detailplanung errichtet werden, da gewisse Bereiche nach Abschluss der Betriebserweiterung nicht mehr zugänglich waren (Lichthöfe, neu errichtete Hallen, neue unterirdische Leitungen, Vorbereitungen für eine Sprinkler-Anlage usw.).

Neben den rasant fortschreitenden Baumaßnahmen musste auch die Detailplanung in der Halle auf scheinbar unüberwindbare Rahmenbedingungen Rücksicht nehmen. Für die Platzierung der Absaugpegel wurden umfangreiche Vorversuche für mögliche Reichweiten im Untergrund durchgeführt. Die unterschiedliche Durchlässigkeit im Untergrund machten ein verschieden dichtes Netz an Absaugpegeln in der Halle notwendig, die aber nicht nach Wunsch platziert werden konnten, sondern nur auf von der Betriebsleitung frei gegebenen Stellen.

Über ein einem Grundwasserschichtenplan gleichendes Modell konnten letztendlich über Isobaren die maximalen Abstände der Pegel errechnet und nach Abstimmung mit der Betriebsleitung die Lage der Pegel fixiert werden.

Eine weitere Schwierigkeit in der Halle war, dass die Leitungen der erfassten Bodenluft nicht unterirdisch verlegt werden konnten, sondern über die Hallendecke geführt werden mussten. Lediglich kurze Leitungsstücke konnten in der geschlitzten Bodenplatte bis zu den Seitenwänden der Halle geführt werden. Eine zusätzliche Vorgabe war, die Leitungen derart zu verlegen, dass potentiellen Neukunden, die die Produktionshalle besichtigen, die Sanierungsmaßnahmen nicht gleich „auf den ersten Blick“ erkennen durften- ein möglicher Image-Verlust musste vermieden werden.



Abb. 2: Leitungsführung für BLA, Ableitung über Hallendecke.

Über ein 3D-Vermessungsmodell konnte eine optimale Leitungsführung in der Halle erarbeitet werden, die im Anschluss für die reale Umsetzung nur noch geringe Veränderungen der Lage der Pegel erforderlich machte. Auch diese Hürde konnte somit überwunden werden, ohne dabei die Erreichung des Sanierungszieles zu gefährden.
Die nächste Besonderheit dieses Projektes war das vorgegebene Zeitfenster und die begrenzte Einsetzbarkeit von Arbeitsmaschinen für die Baumaßnahmen in der Halle:

- gearbeitet werden konnte lediglich im 2-wöchigen Betriebsurlaub, wo die Maschinen außer Betrieb waren und lediglich Wartungsarbeiten durchgeführt wurden.
- gebohrt werden konnte nur mit Bohrgeräten, deren Aufstellhöhe die Hallenhöhe nicht überschreitet (3-5m). Kleine Bohrgeräte haben aber Probleme bei der Durchörterung der sogenannten „Murnockerln“, die sich im Untergrund befinden.
- Lediglich Minibagger mit einer max. Breite von 1,2m konnten zum Einsatz kommen.
- Hebebühnen für die Arbeiten an der Decke durften ebenfalls nur 1,2m Breite aufweisen.
- Gleichzeitig waren 6 Arbeitspartien aus 5 unterschiedlichen Firmen neben den VENTREX-eigenen Wartungsmannschaften in der Halle im Einsatz, die sich gegenseitig nicht beeinträchtigen und keine Zeitverzögerungen verursachen durften.

Alle Arbeiten bis hin zur Wiederherstellung der Bodenplatte konnten im vorgegebenen Zeitrahmen unter großer Anstrengung und Kompromissbereitschaft aller beteiligten Firmen und der Betriebsleitung umgesetzt werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die Grundwassersicherungsanlage ist seit Juli 2019 in Betrieb, die Bodenluftabsauganlage ging nach anfänglichen Schwierigkeiten im Probebetrieb mit April 2020 in den Regelbetrieb über.
Die ersten Betriebsmonate zeigen, dass die Grundwassersicherungsanlage weitgehend störungsfrei arbeitet, die Bodenluftanlage hat nach anfänglichen Problemen (v.a. zu viel Kondenswasser in der Anlage) nun einen stabilen Betriebszustand erreicht.
Der Betrieb beider Anlagen ist nun für 10 Jahre geplant - nach 5 Jahren ist eine Evaluierung des Zwischenstandes des Sanierungserfolges geplant.

Nur durch das perfekt abgestimmte Zusammenspiel von Firmeneigentümer, Betriebsleitung, Behördenvertretern inkl. Förderteam, Planerteam und ausführende Firmen war es möglich, diese Sanierung umzusetzen. Nach jahrelangem Ringen um eine Lösung an diesem Standort musste die Bauumsetzung dann innerhalb kürzester Zeit erfolgen - die Schwierigkeit von Altlastensanierungen liegt oft nicht in der umzusetzenden Technik, sondern in den Rahmenbedingungen, die erfüllt werden müssen!

Vegetable oil extraction of petroleum hydrocarbons from soil and subsequent separation via non-woven fabrics

M. Lackner
Faculty of Industrial Engineering, University of Applied Sciences Technikum Wien, Vienna, Austria

V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch & A.P. Loibner
BOKU Wien, Department IFA-Tulln, Institute Umweltbiotechnologie, Geobiotechnology and Environmental Chemistry, Tulln, Austria

K. Putz
ensowa – innovation und umweltconsulting gmbh, Schäffern, Austria

M. Plank
SPINTec GesmbH, Vorau, Austria

N. Rüttinger
BCA Vertriebsges.m.b.H., Leobersdorf, Austria

ABSTRACT: Based on the example of the historical “Petroleum Refinery Droesing” in Lower Austria, which was classified as hazardous site in 2016 (N77), the development of treatment trains for *in-situ* hydrocarbon removal from the subsurface is studied. Mechanically prepared micro-emulsions of 5-10 % plant oil in water are used to rinse hydrocarbons from soil. For the non-saturated zone, micro emulsions will be infiltrated into the ground eventually reaching the groundwater table. For the saturated zone, the micro emulsion will be injected into the contaminated area of the groundwater body and then rise to the top of the aquifer. On their travel, micro-emulsions will take up contaminants, which are eventually pumped off from the underground together with oil and water. This mixture is then separated using non-wovens with oil-binding properties.
At laboratory scale, petroleum hydrocarbon extraction was accomplished in 1.5m high soil columns. The infiltration rate for sandy soil was adjusted to 1.7-3.4mm/min depending on the water content. Micro-emulsions were found to be stable for 2h. No emulsifying agents have been used. The process can remove an estimated 80 % of hydrocarbons in one extraction passage, but does not mobilize very high molecular weight fractions such as acid tar (also present at the N77 site). The subsequent separation of vegetable oil and water is effective, leaving less than 10mg/l of oil in the water phase. After one passage, 25 % of the micro-emulsion remain in the underground. Washing cycles using water-enriched emulsions could further reduce these losses.

1 INTRODUCTION

Petroleum refining and storing operations have caused a large number of historic soil contaminations (Cole, 2017). Austria today only operates one refinery, but in the past, there were several smaller sites (Feichtinger and Spörker, 1994), amongst them the petroleum refinery Droesing in Lower Austria. Here, in the beginning of the 20th century, crude oil from the Eastern part of the monarchy (Galizia) was processed using acid treatment. Until approx. 1930, acid treatment using sulfuric acid was a common

process in refineries, e.g. to stabilize products against gum formation and discoloration by removing reactive compounds. The process yielded sludge (acid tar) as a by-product (Speight 2017), which was typically dumped into excavations on site (Xu 2007), also in Droesing. At the Droesing site, refining operations were discontinued 80 years ago, and a contaminated area of 55,000m² with up to 100,000m³ of contaminated soil is still there and classified as "N77" (Umweltbundesamt 2016). Established state-of-the art remediation technologies (see e.g. Riser-Roberts 1998) cannot be operated economically to address N77 needs, since the site is large and located in a remote area with low demand and value for an alternative use of the land. Droesing is therefore a typical example of a brownfield where a novel, cost-effective *in-situ* technology to reduce the hydrocarbon contamination is worthwhile to be investigated. Over time, the hydrocarbon composition in the ground changes, in that more volatile and more easily degradable fractions become depleted (Vasilieva et al. 2012). Based on the 2007/2008 project ISPAK (Watzinger 2008, Wimmer et al. 2008), where plant oil was used to extract PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) from the saturated zone of a contaminated site, the concept of a cascaded *in-situ* remediation approach was created (Loibner et al. 2020) comprising the following steps applicable to both the saturated and unsaturated zone:

- Removal of hydrocarbon hot spots for *off-site* treatment/disposal (excavation),
- *In-situ* extraction of hydrocarbons using vegetable oil in water micro-emulsions followed by on-site water-oil separation using cost-effective technology,
- *In-situ* enzymatic cracking of residual hydrocarbons to smaller moieties and
- *In-situ* microbiological degradation.

The ambition of this cascaded process is to establish a cost-efficient remediation technique for historically contaminated soils holding aged hydrocarbon mixtures, so enabling site clean-up also at economically unattractive locations.
This work focusses on the 2nd step of the cascade process, i.e. the *in-situ* extraction of hydrocarbons using vegetable oil in water micro-emulsions and phase separation deploying oil-binding non-wovens.
Combined processes have been described in the literature, (see e.g. Hussain et al. 2018). The current combination, though, of using microemulsions of plant oil in water to extract mineral hydrocarbons in-situ from the soil and to separate that contaminated oil phase from water via non-wovens is novel and in preliminary experiments was shown be to very promising in terms of costs and performance.

2 EXPERIMENTAL

Excavation activities at the site N77 in Droesing provided samples from the surface down to the saturated zone, see Fig. 1.



Fig. 1: Soil samples obtained at N77. A spot with high hydrocarbon contamination (up to 40,000mg/kg) was selected based on prior drilling tests. Left and middle: The hole. Right: Infiltration tests on-site with water and rapeseed oil in double ring infiltrometers.

At the excavation site, the underground was made up of clay from the surface to a depth of approx. 5 m, followed by sand down to groundwater. A typical smell of hydrocarbons, partly degraded, could be witnessed during the sampling activities. Samples from each compartment were taken to the laboratory for further analysis.

2.1 Micro-emulsions to extract hydrocarbons from the underground

Within the ISPAK project (Watzinger 2008, Wimmer et al. 2008), vegetable oil was injected into the aquifer and collected from the water surface upon flotation. In order to reduce the amount of vegetable oil remaining in the subsurface, the concept of using oil in water emulsions was adopted. Emulsions can be tailored by adjusting the water to oil ratio and by using salts to increase the density of the emulsion. Addition of emulsifying agents was not envisaged, rather a vigorous mechanical mixing technology was developed to increase the stability of the emulsion. For experimental setup, see Fig. 2.

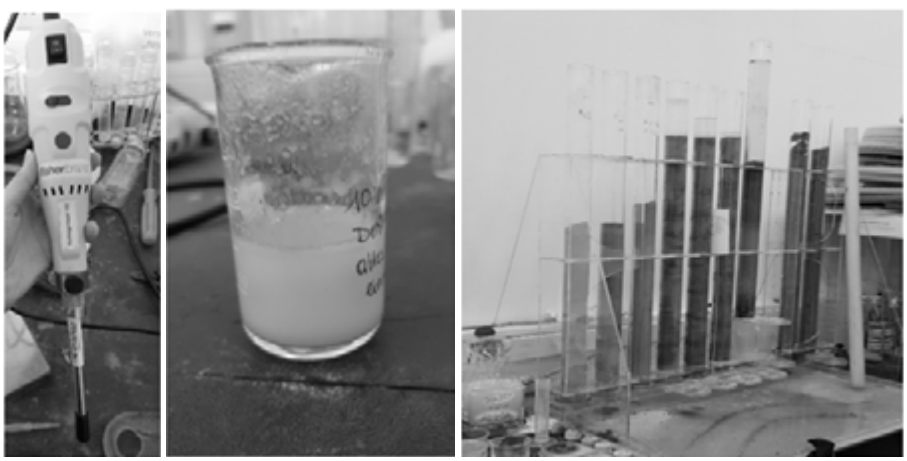


Fig. 2: Soil extraction experiments. Left: Preparation of the micro-emulsions using a high-speed mixer (Sator, Fisherbrand); Middle: 10 % rapeseed oil in water; Right: Test columns filled with soil samples to observe micro-emulsion and oil infiltration.

Emulsions were found to be stable up to 2 hours only, no differences between oil contents of 5 % or 10 % (v/v) were observed. The infiltration tests were carried out in

glass columns (1.5 m high, placed on a metal net to collect the percolate) with model soil substrates (fine and coarse sand, dry and saturated with water), and soil originating from the Droesing site, i.e. clay from the unsaturated and sand from the saturated zone.

2.2 Non-wovens to separate oil from water

Percolate from extraction tests (see previous subchapter), as well as fresh rapeseed/water emulsions and micro-emulsions were applied to different oil-binding synthetic non-wovens (weight 100 to 320 g/m²). The non-wovens were specified by the supplier (ICS GmbH, Germany) to adsorb hydrocarbons up to 18 times their own weight (sorption ratio). Rapeseed oil was found to exhibit a sorption ratio of 8.6 and 7.8 in the beginning and after 15 cycles (loading with and pressing-off rapeseed oil), respectively. Petroleum hydrocarbons present at the Droesing site were found to bind to the non-woven as well, see Fig. 3.

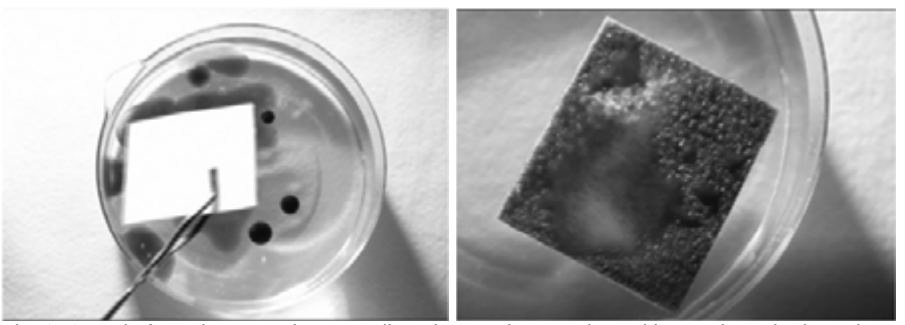


Fig. 3: Sample from the groundwater well at site N77 in Droesing, with petroleum hydrocarbons floating on top (left). Adsorption of contaminants by the non-woven (right).

In order to test the separation of oil and water with non-wovens, after first preliminary beaker tests as depicted in Fig. 3, two model devices were constructed and optimized, see Fig. 4.

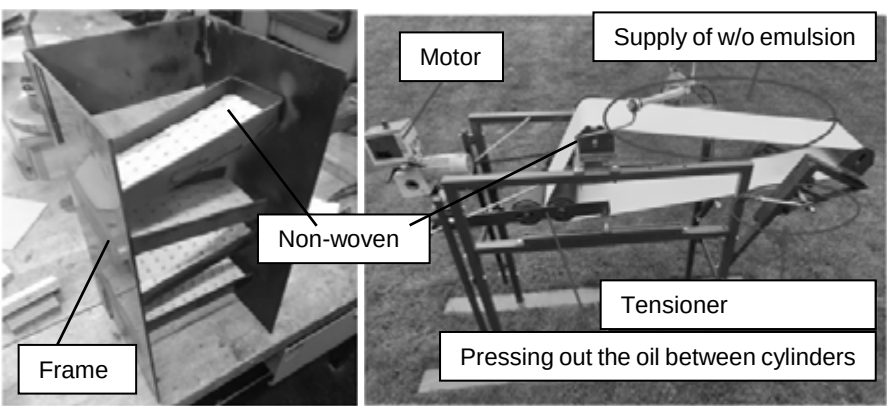


Fig. 4: Two embodiments developed for oil/water separation using an oil-binding non-woven. Left: Discontinuous process where plant oil is retained upon micro-emulsion passage; squeezing out the oil requires manual action. Right: Continuous process. Water is separated in the right section of the device, adsorbed oil is squeezed out from the non-woven by the cylinders placed in the left part.

Less than 10mg/l of mineral oil was left in water as indicated by a test kit (detection limit 10mg/l) although no emulsion breakers were used. Although all experiments were accomplished at room temperature, no substantial differences are expected in case of lower temperatures in the field.

3 RESULTS AND DISCUSSION

The infiltration rate of the micro-emulsions in dry sand was found to be 3.4mm/min, whereas in wetted sand, it was reduced to 1.7mm/min. This value as measured for model sand was also confirmed for the N77 sandy soil sample from the saturated zone. Considering a stability of the emulsion of 2h at room temperature, this corresponds to a travelling depth of up to 4m. In clay, the infiltration rate was significantly lower. In particular for such soil types, the stability of micro-emulsions will have to be increased. Micro-emulsions made from tap water, deionized water and water saturated with NaCl were found to show equal stability. Pure vegetable oil and emulsions with oil as the main fraction were observed to travel too slow in soil environments. In order to increase the travelling distance over time, emphasis was put on micro-emulsions with only 5 to 10 % of oil in water.
An estimated 80 % of aged petroleum hydrocarbons can be extracted from soil using these micro-emulsions whereby very large molecular weight fractions such as acid tar seem to be not affected by this treatment. The amount of micro-emulsion remaining in sand amounted to approx. 25 %.
As a next step, the stability of micro-emulsions will be increased by applying refined mixing techniques and potentially by adding surface active compounds of biological origin. Moreover, pressure injection to increase emulsion transport is a matter of investigation. Washing with low-oil-content micro-emulsions as a subsequent passage is considered to reduce vegetable oil losses in the underground.

4 SUMMARY AND CONCLUSIONS

In the current stage of the project, laboratory experiments were carried out, as preparation for the envisaged field testing. It is considered vital to test the novel technology early in a real-world environment, where the historically contaminated site N77 “Petroleum Refinery Droesing” provides a good example since the profile of the contamination is challenging (aged petroleum hydrocarbons), the size of the site is comparatively large and the value of the land is too low to justify the application of conventional dig-and-dump or containment technologies from an economical point of view. It is exactly these commercial restrictions which need to be addressed by novel techniques and novel process combinations so that especially in rural areas, the “heritage” from former industrial activities and the associated local contamination of soil and groundwater can be removed. *In-situ* processes have the potential to cause lower environmental impacts than excavation and treatment of the materials *on-site* or even *off-site*, and true removal of the contamination can be considered advantageous over containment options, which merely translocate issues related to hazardous material to the future. Vegetable oil in water emulsions were found to remove petroleum hydrocarbons from sand readily, whereas clay shows too low permeation. Oil-binding nonwovens were found to effectively and repeatedly separate water and oil (residual mineral hydrocarbons below 10mg/l). 15 clean-up cycles could be performed without loss in adsorption capacity and oil removal efficiency. The non-wovens can be pressed out and reused easily in a batch or continuous process setup. It is also considered to reuse the separated aqueous phase for the following contaminant extraction cycle, whereas the polluted vegetable oil phase can be utilized for heat generation. Eco-

efficient separation of vegetable oil and absorbed petroleum hydrocarbons is an interesting option but would require technology development which is beyond the scope of the current study.
The laboratory experiments carried out to date suggest that the use of vegetable oil micro-emulsions for extracting petroleum hydrocarbons from soil, and subsequent separation via non-woven fabrics has the potential to be developed into an economical and ecologically compatible *in-situ* remediation technology.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The project „Aufreinigungskaskade“ is supported by BMNT, managed by Kommunalkredit Public Consulting, under grant number B820001, which is gratefully acknowledged.

REFERENCES

Cole, G. M. (2017), Assessment and Remediation of Petroleum Contaminated Sites, CRC Press; Taylor and Francis, ISBN: 9781315137810.

Feichtinger, F., Spörker, H. (1994), ÖMV - OMV. Die Geschichte eines Österreichischen Unternehmens, Eigenverlag, ISBN: 978-3850282956.

Hussain, F., Hussain, I., Ali Khan, A. H., Muhammad, Y. S., Yousaf, S. (2018), Combined application of biochar, compost, and bacterial consortia with Italian ryegrass enhanced phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil, Environmental and Experimental Botany, Volume 153, Pages 80-88.

Loibner, A. P., Braunschmid, V., Sumetzberger-Hasinger, M., Müllern, K., Ribitsch, D., Putz, K., Plank, M., Rüttinger, N., Lackner, M. (2019), Research project „Aufreinigungskaskade“, www.kaskade.at, Last access: 03.08.2020.

Riser-Roberts, E. (1998), Remediation of petroleum contaminated soils: biological, physical, and chemical processes, Lewis Publishers, ISBN: 9780873718585.

Speight, J. G. (2017), Handbook of petroleum refining, Taylor & Francis; CRC Press, ISBN: 9781466591615.

Umweltbundesamt (2016), Altlast N77: Petroleumfabrik Drösing, https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Niederoesterreich/Niederoesterreich-N77.html, Last access: 03.08.2020.

Vasilieva, V., Scherr, K. E., Edelmann, E., Hasinger, M., Loibner, A. P. (2012), Comprehensive GC2/MS for the monitoring of aromatic tar oil constituents during biodegradation in a historically contaminated soil, Journal of Biotechnology, Volume 157, Issue 4, 20 February 2012, Pages 460-466.

Watzinger, A. (2008), Entwicklung eines pflanzenöl-basierenden Verfahrens zur In-Situ-Sanierung von PAK-kontaminierten Böden (ISPAK), https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&menue_id_in=300&id_in=6453, Last access: 03.08.2020.

Wimmer, B., Alef, K. , Delgado, C., Gerzabek, M. H., Hasinger, M., Loibner, A. P., Putz, K., Reichenauer, T. G., Soja, G., Watzinger, A. Wilke, B. M. (2008): Pflanzenöl als Tool zur In-Situ Sanierung von PAK-kontaminierten Böden. [Poster], [DepoTech 2008, Leoben, Austria, 12.11.2008 - 14.11.2008] In: K. E. Lorber, G. Kreindl, H. Menapace, P. Müller, D. Sager, K. Wruss (Hrsg.), DepoTech 2008. Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten, pp. 515 ff VGE Verlag, Essen; ISBN: 978-3-86797-028-0.

Xu, H. (2007), Acid Tar Lagoons: Assessment and Environmental Interaction, Dissertation, Department of Civil and Structural Engineering, University of Sheffield, http://etheses.whiterose.ac.uk/12858/1/490318.pdf, Last access: 03.08.2020.

Das Düsenstrahlverfahren und seine Anwendungsmöglichkeiten in der Altlastensanierung

A. Zöhrer, C. Deporta & P. Freitag
Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Düsenstrahlverfahren nimmt eine Sonderposition unter den Injektionsverfahren ein. Die hydraulische Durchmischung des anstehenden Bodens mit einer Bindemittelsuspension ermöglicht einen breiten Anwendungsbereich in fast allen Bodenarten. Die große Auswahl an verfügbarer Gerätetechnik einerseits und die Flexibilität hinsichtlich der herstellbaren Geometrien und Eigenschaften der Düsenstrahlkörper andererseits, machen das Düsenstrahlverfahren universell einsetzbar. Diese Vorteile können ins besonders bei technisch anspruchsvollen Projekten wie der Sanierung von Altlasten ausgespielt werden.

1 EINLEITUNG

Es gibt eine große Anzahl unterschiedlichster Bauverfahren im Spezialtiefbau, die angesichts der Bandbreite an Anwendungsfällen auch alle ihre Berechtigung bzw. ihre Notwendigkeit haben. Die Sanierung von Altlasten stellt dabei meist einen Sonderanwendungsfall dar und erfordert nicht selten, dass Verfahren außerhalb ihrer üblichen Anwendungsgrenzen eingesetzt und entsprechend angepasst werden müssen. Das Soilcrete® Düsenstrahlverfahren (DSV) wird ob seiner Flexibilität selbst im Spezialtiefbau meist für besonders anspruchsvolle Aufgabenstellungen eingesetzt und eignet sich daher gut für die Anwendung im Altlastenbereich.

2 GRUNDLAGEN DES DÜSENSTRAHLVERFAHRENS

Das Soilcrete® Düsenstrahlverfahren wird als eine Bodenvermörtelung verstanden und ist im gesamten Bodenspektrum, von Tonen bis Grobkiesen, zur Verfestigung und Abdichtung des Baugrundes einsetzbar. Die Anwendung kann sowohl ober- als auch unterhalb des Grundwasserspiegels erfolgen.

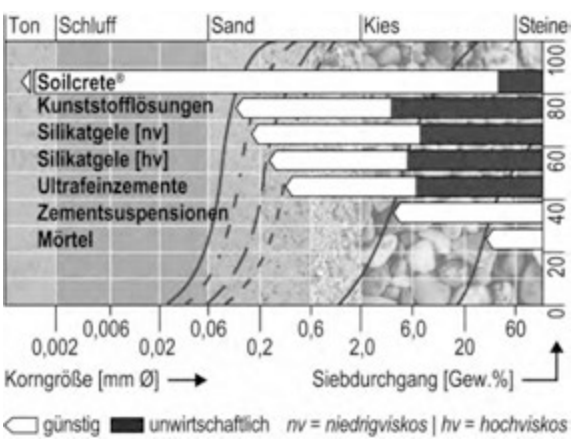


Abb. 1: Einsatzgrenzen von Injektionsverfahren.

2.1 Verfahrensbeschreibung

Abb. 1 zeigt die DSV-Anwendungsgrenzen im Vergleich zu anderen Injektionsverfahren. Die Hauptanwendungsbereiche sind Unterfangungen von Bauwerken, Baugrubensicherungen, Dicht- und Aussteifungssohlen, Dichtblöcke im Tunnelbau, aber auch dichte Umschließungen/Einkapselungen (Immobilisierungen) oder die chemische Behandlung von Kontaminationen im Baugrund.
Mit Hilfe eines energiereichen Schneidestrahles aus Wasser oder Bindemittelsuspension, der auch Druckluft-ummantelt sein kann, wird der im Bereich des Bohrloches anstehende Boden aufgeschnitten bzw. erodiert (siehe Abb. 2). Der aufgeschnittene Boden wird umgelagert und mit Bindemittelsuspension vermischt sowie teilweise, vorwiegend Feinteile, auch als sogenannter Rücklauf durch den Bohrlochringraum zum Bohrlochmund ausgespült. Diese vorerst flüssige DS-Rücklaufsuspension muss als Baurestmasse entsorgt werden. Die dabei anfallende Menge kann von ca. 0,8 bis 1,3 m^3 Rücklauf je m^3 vermörtelten Bodenvolumens schwanken.
Durch die Bewegung des Bohrgestänges während der Düsphase können Bauelemente in verschiedenen geometrischen Formen und Kombinations-möglichkeiten sowohl vertikal als auch geneigt oder horizontal hergestellt werden. Nach Erhärten der Bindemittelsuspension entstehen feste Elemente oder Körper mit den vorher festgelegten Geometrien und Eigenschaften. Die Wahl der Herstellparameter in Abhängigkeit der Eigenschaften des anstehenden Bodens bestimmt dabei die späteren Eigenschaften (Festigkeit, Steifigkeit, Durchlässigkeit, etc.) der fertigen Elemente und ist somit entscheidend für den Erfolg der Maßnahme. Im Zuge der Ausführung wird der gesamte Herstellungsprozess (Bodenerosion und Bodenaustausch) durch Datenerfassungssysteme permanent elektronisch kontrolliert und in Echtzeit überwacht.

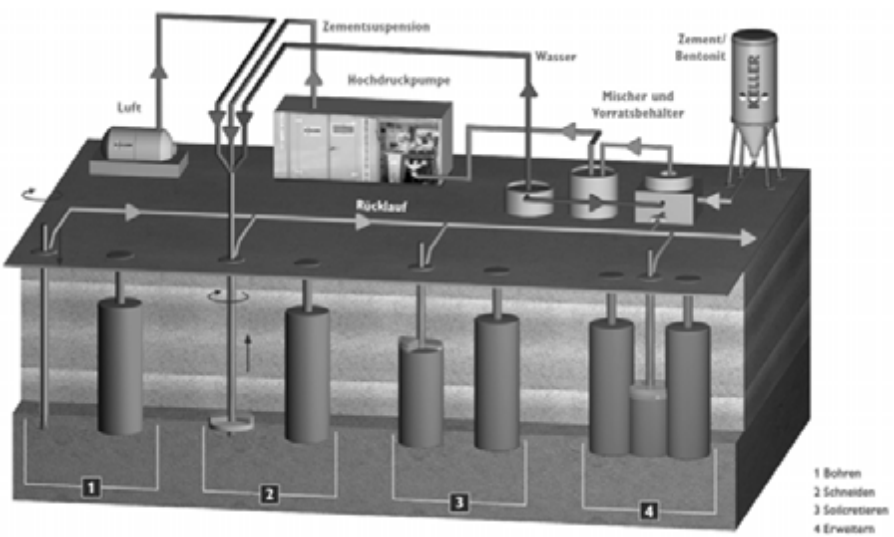


Abb. 2: Ablaufschema DSV.

Eine Soilcrete®-Baustelleneinrichtung besteht aus Silos für Zement oder Bindemittel und sonstigen Zuschlagstoffen, Mischanlagen, Vorratsbehältern und Hochdruckpumpen. Von dort läuft ein Bündel Schlauch- und Steuerleitungen zum Bohrgerät am Bohrpunkt. Dieses ist je nach Anforderung, Platzangebot und Bohrtiefe in Größen von 4 to bis zu 60 to verfügbar. Grundsätzlich ist eine Mindestraumhöhe

von 2,60m erforderlich. Mit Großgeräten bei unbeschränkten Raumhöhen sind Bohrtiefen bis zu 50m möglich. Das überschüssige DS-Rücklaufmaterial wird am Bohrlochmund gesammelt und mittels Pumpen zu Absetzbehältern oder -becken gefördert. Bei Bedarf kommen auch weitere Geräte und Anlagen zur Konditionierung und Volumenreduzierung des DS-Rücklaufes zum Einsatz. Hierbei werden zur Fest-Flüssig-Trennung hauptsächlich Kammerfilterpressen und Zentrifugen mit vorgeschalteten Endsandungsanlagen verwendet (siehe Abb. 3 und 4).

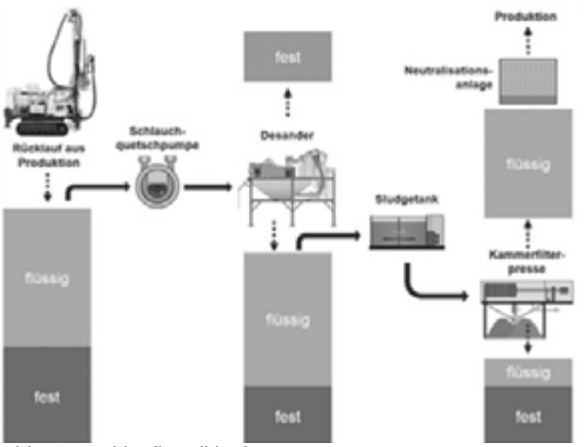


Abb. 3: Rücklaufkonditionierung.


Abb. 4: Kammerfilterpresse.

Als Sondermaßnahme können gesteuerte Bohrungen (HDD-Bohrungen) mit dem Soilcrete®-Verfahren kombiniert werden, um horizontale Abdichtungskörper z.B. unter einem kontaminierten Bereich herzustellen (siehe Abb. 5). Auf diese Weise kann etwa das oftmalige, vertikale Durchbohren einer Altlast vermieden werden.

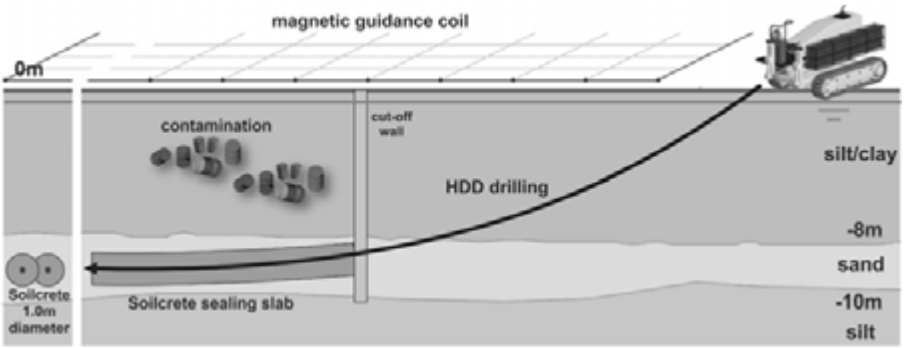


Abb. 5: Gesteuerte Bohrung.

2.2 Rücklaufproblematik im Altlastensanierungsumfeld

Grundsätzlich ist Rücklaufsuspension als Abfall anzusehen. Nur in wenigen Fällen kann sie vor Ort als Verfüllmaterial wiederverwendet werden. Im Altlastenbereich führt dies zu Herausforderungen, die im normalen Baubetrieb nicht auftreten. Gemäß Deponieverordnung (DepVO) ist Aushub aus Altlasten als gefährlicher Abfall anzusehen. Ein Rücklauf erfüllt jedoch nicht die Definition des Aushubes gemäß §3 DepVO, da es „nicht durch Ausheben oder Abräumen des Bodens oder des Untergrundes anfällt“. Inwieweit Rücklaufsuspension als verunreinigter Bohrschlamm als gefährlich einzustufen ist, ist nicht generell juristisch geklärt und hängt immer von den konkreten Eigenschaften der Verunreinigung ab. Wird er als gefährlich angesehen, so ergibt sich die Notwendigkeit einer Ausstufung, die natürlich Zeit kostet und demzufolge auch den Platzbedarf für die Zwischenlagerung vor Ort deutlich erhöht. Eine Möglichkeit, um diese Situation zu vereinfachen, wäre es, einen Abfallstrom zu definieren, der ein kontinuierliches Arbeiten unter den gleichen Deponiebedingungen ermöglicht. Ein Nachteil dieser Vorgehensweise ist der Mehraufwand während der Planung bzw. vor Beginn der eigentlichen Arbeiten, da einzelne Untersuchungsergebnisse noch vor Baustart vorliegen müssen.
Bzgl. einer etwaigen Kontamination des Rücklaufs bei Sanierungen mit Reduktions- oder Oxidationsverfahren (ISCR/ISCO) haben bisherige Untersuchungen aber bereits gezeigt, dass die Abbaureaktionen auch im Rücklauf weiterlaufen und somit nach Ablauf der Reaktionen keine Verunreinigung des Rücklaufs mehr vorliegt.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die konsequente Weiterentwicklung des Düsenstrahlverfahrens (vergl. Kummerer et. al., 2016; Freitag et. al., 2017) erweitert stetig die Einsatzgrenzen und ermöglicht so die Anwendung bei anspruchsvollen Herausforderungen im Bereich der Altlastensanierung.

LITERATUR

Kummerer, C., Holl, T., Sigmund, C. (2016): Aktuelle Entwicklungen zur Reichweitenoptimierung und Qualitätskontrolle beim Soilcrete-Düsenstrahlverfahren unter schwierigen Bodenverhältnissen, Deutsche Baugrundtagung, Bielefeld, 16.09.2016.

Freitag, P., Zöhrer, A., Reichenauer, T. (2017): Halocrete – Sanierung von Chlorkohlenwasserstoff-Altlasten mit dem Düsenstrahlverfahren, 11. Österreichische Geotechniktagung, Wien, 03.02.2017.

Sanierung Altlast K22 „Lederfabrik Dr. Hans Neuner“

A. Pausweg
PORR Umwelttechnik GmbH, Altlastensanierung, Wien, Österreich

P. Müller
ferroDECONT GmbH, Geschäftsführung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Von Dezember 2018 bis Mai 2020 sanierte die PORR Umwelttechnik GmbH die Altlast K22. Seit 1922 wurde dort eine Gerberei betrieben und dreiwertiges Chrom aus sechswertigem Chrom gewonnen. Dieser Vorgang sowie Kriegseinwirkungen führten zu einer erheblichen Kontamination des Untergrundes und einer Schadstofffahne im Grundwasser (Umweltbundesamt 2013). Vor der Dekontamination des Untergrundes mussten zuerst die Gebäude rückgebaut sowie die Grundwasserreinigungsanlage errichtet und in Betrieb genommen werden. Die Kontamination im Untergrund bestand aus drei Schadenszentren mit einer Tiefe bis zu 10 m unter GOK. Das ausgehobene Material wurde fachgerecht analysiert und entsprechend entsorgt. Um eine Ausbreitung der Schadstofffahne im Grundwasser zu verhindern, wurde der Grundwasserspiegel dauerhaft und flächendeckend während der gesamten Sanierung mittels einer Förderleistung von 10 l/s abgesenkt. Das entnommene Wasser wird in der Grundwasserreinigungsanlage durch Fließbettreaktorkaskaden gereinigt. Die Anlage wird nach dem Abschluss der Bautätigkeiten bis zur Erreichung der Sanierungszielwerte weiterbetrieben, erst dann erfolgt die Demontage der Anlage.

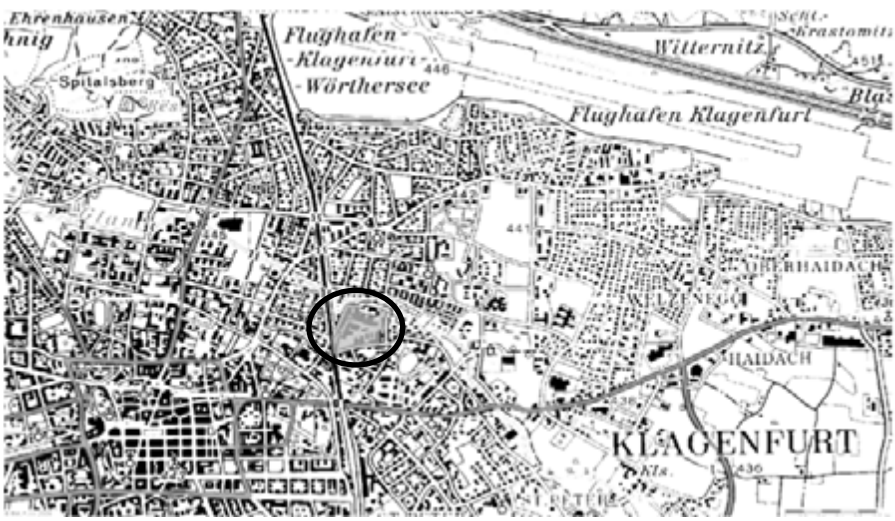


Abb. 1: Lageplan der Altlast in Klagenfurt.

1 EINLEITUNG

Von Dezember 2018 bis Mai 2020 war die PORR Umwelttechnik GmbH mit den umfassenden Sanierungsarbeiten der Altlast K22 beschäftigt. Das Projekt befindet sich nordöstlich der Stadtmitte von Klagenfurt. Seit 1922 wurde auf der Altlast K22 „Lederfabrik Dr. Hans Neuner“ in Klagenfurt eine Gerberei betrieben. Das Unternehmen

stellte mehrheitlich Kalbsleder her, aber auch Rindsleder in geringem Ausmaß. Das für den Gerbprozess benötigte dreiwertige Chrom wurde direkt am Standort aus sechswertigem Chrom unter Zugabe von Melasse reduziert. Dieser Vorgang sowie Kriegseinwirkungen führten zu drei verschiedenen Schadenszentren („Hot Spots“) mit einer erheblichen Kontamination des Untergrundes. Das Grundwasser im Bereich der Altlast ist mit Chrom belastet und hat eine etwa 100 m breite Schadstofffahne ausgebildet. Sie stellt somit eine erhebliche Gefahr für die Umwelt dar (Umweltbundesamt 2013). Vor der Dekontamination des Untergrundes mussten zuerst die Gebäude rückgebaut werden, welche weitgehend eine erhebliche Kontamination der Gebäudesubstanz sowie Verunreinigungen aufwiesen, sowie die Grundwasserreinigungsanlage gebaut und in Betrieb genommen werden.

2 GEBÄUDEABBRUCH/DEKONTAMINATION

Die Gesamtfläche des Altstandorts beläuft sich auf rund 64.000 m², wovon die Hälfte als Altlast definiert ist. In Summe wurden 36 Bauwerke (exkl. Trafostationen, Container, Kran) aus unterschiedlichen Baustoffen mit einem Volumen von 163.700 m³ umbauten Raumes abgebrochen. Der Abbruch erfolgte geschoss- und blockweise mittels Hydraulikbagger und Abbruchausrüstung. Nach dem oberirdischen Abbruch folgte der untere Teil mit dem Rückbau von Fundamenten und Bodenplatten. Vor dem selektiven Rückbau der Gebäude musste zuerst jedes einzelne entrümpelt, entkernt und dekontaminiert werden, um einen verwertungsorientieren Abbruch zu gewährleisten. Je nach damaliger Nutzung des Gebäudes brachte das unterschiedliche Schad- und Störstoffe mit sich. Bereits während der Abbrucharbeiten erfolgte das Aufbereiten der abgebrochenen Materialien: Es wurden rund 50.300 t Recyclingbaustoffe hergestellt. Zusätzlich erfolgte die Entsorgung von mehreren 100 t gefährlichen Abfällen wie zum Beispiel Laborabfälle, Chemikalienreste, Lösemittelgemische und auch Holz mit gefahrenrelevanten Eigenschaften. Weiters entstanden durch die Dekontamination einige Tonnen gefährlicher Abfall, insbesondere Stäube und Betonabbruch mit hoher Chrombelastung sowie diverse künstliche Mineralfasern.

3 RÄUMUNG HOT SPOTS

Die großflächige Verunreinigung durch Chrom beschränkte sich am Standort großteils auf die obersten beiden Meter des Untergrundes. Ausschließlich in den drei Schadenszentren Reduzierhütte Nord, Reduzierhütte Süd und Brühkocherei reichten die Verunreinigungen weitaus tiefer (Umweltbundesamt 2013).



Abb. 2: Übersichtsplan der Altlast mit den dunkel markierten Schadenszentren.

In Abbildung 2 ist die Lage der drei Zentren ersichtlich. Diese konnten mittels Vorerkundungen durch diverse Studien eingegrenzt werden. Folglich wurden rund 11.000 m³ Erdreich ausgehoben. Das Material wurde fachgerecht untersucht und anschließend entsorgt. In Tabelle 1 sind die entsorgten Mengen sowie deren Qualität ersichtlich. Nach Entfernung der Kontamination wurden die geräumten Schadenszentren mit standortgerechtem Material im Rahmen einer Geländeanpassung wieder verfüllt.

Tab. 1: Entsorgte Mengen der Hot Spot Räumung in Tonnen.

Qualität	Menge
nicht deponierbar	3.500 t
Massenabfall	1.200 t
Reststoff	10.300 t

4 GRUNDWASSERREINIGUNGSANLAGE

4.1 Aus der Forschung in die Praxis

Für die Entwicklung der gegenständlichen Grundwasserreinigungsanlage (GWRA) waren zwei an diesem Standort durchgeführte Forschungsprojekte der Montanuniversität Leoben aus den Jahren 2008 – 2015 (Müller et al. 2014; Sedlazeck et al. 2020) ausschlaggebend, welche die Behandlung einer mit Chromat belasteten, ungesättigten Bodenzone zum Ziel hatten. In dieser Zeit wurde die erste Pilotanlage im Technikumsmaßstab errichtet. Sie bildet die Grundlage der heutigen GWRA am Standort in Klagenfurt.

4.2 Zielvorgaben

Im Vorfeld, während und nach Abschluss der Sanierung der Altlast K22 erfolgt im Rahmen der Nachsorge eine Absenkung des Grundwasserspiegels innerhalb des Altstandortes, um einen Austrag von toxischem sechswertigen Chrom aus dem Altlastenbereich bzw. Altstandortbereich zu verhindern.
Im Rahmen der Nachsorge erfolgen eine Fortführung der Maßnahmen zur Absenkung des Grundwasserspiegels und die Reinigung des abgepumpten Grundwassers mittels der GWRA. Diese Maßnahme sieht das Entfrachten des Schadstoffes Chrom-VI aus dem Grundwasserstrom vor und erfolgt über einen Zeitraum von mehreren Jahren bzw. bis zur Erreichung der Sanierungszielwerte.

4.3 Behandlungsmethode

Zur Durchführung dieser Maßnahmen wird ein sogenanntes „Pump-and-Treat-Verfahren“ verwendet. Darunter versteht man die Entnahme von kontaminiertem Grundwasser aus der gesättigten Bodenzone mit einer nachfolgenden ex-situ Behandlung.
Die hydraulische Maßnahme selbst besteht dabei aus einer Fassung, Förderung und Behandlung des kontaminierten Wassers. Die Reinigung des chromathaltigen Grundwassers erfolgt anschließend on-site in der GWRA durch Umwandlung des enthaltenen sechswertigen zum unbedenklichen dreiwertigen Chrom.
Durch die Art der Schadstoffreduktion des ferrodecont-Verfahrens, welches aus chemischer Sicht auf dem Austausch von Elektronen zwischen nullwertigem Eisen und dem anfangs noch löslichen Schadstoff basiert, erfolgt keine zusätzliche Aufsalzung des behandelten Grundwassers. Dieser Effekt kann auch anhand der Leitfähigkeitsabnahme im Abwasserstrang beobachtet werden.
Die Stärke des Verfahrens gegenüber konventionellen Pump-and-Treat-Verfahren wird bei geringen Schadstoffkonzentrationen mit hohen Volumenströmen sichtbar. Einsparungen durch den Wegfall von Entsorgungskosten belasteter Abwässer bzw. Konzentrate sind somit möglich.
Die kontinuierliche Entnahme des Grundwassers von 10 l/s bewirkt eine Absenkung des Grundwasserspiegels und damit eine Sicherungsmaßnahme gegen Schadstoffausbreitung, womit ein längerfristiger Eingriff in den Wasserhaushalt vorgenommen werden kann.

4.4 Anlagenaufbau

Der komplette Anlagenbau von der Vorplanung bis zur CE-Zertifizierung konnte in weniger als einem halben Jahr realisiert werden.
Die Grundausführung des Anlagenaufbaus besteht aus zwei isolierten 20-Fuß-Containern mit einem 10 m³-Pufferbehälter. Dieser dient als Vorlagebehälter für die Fluidisierungspumpe im Anlagencontainer.

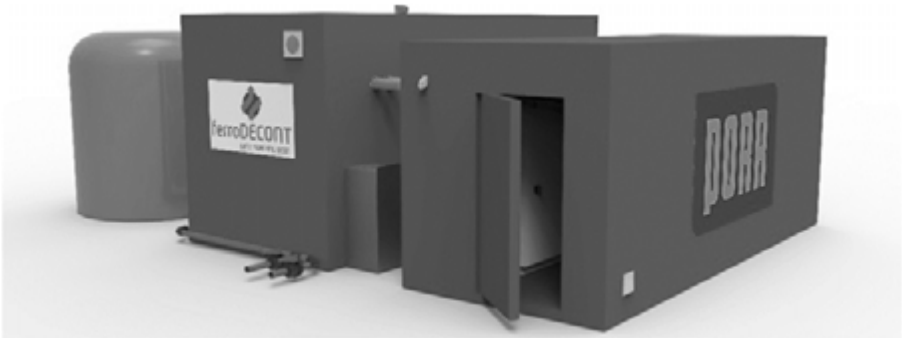
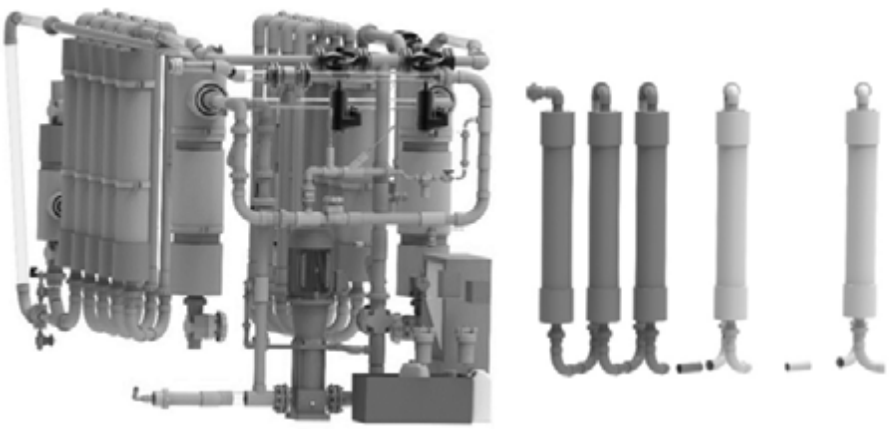


Abb. 3: mara[40]-Einheit zur Grundwasserreinigung mit vorgeschaltetem Pufferbehälter.

Im Anlagencontainer befindet sich das Modul zur Abwasserreinigung (Abb.4a), eine Fluidisierungspumpe sowie Steuer- und Regelungskomponenten mit zugehöriger Sensorik und Datenloggereinheiten. Für die optimale Anpassung an die Konzentrationswerte sind die Reaktionsmodule flexibel erweiterbar (Abb. 4b).
Im zweiten Container befinden sich zwei separate Bereiche, wobei in einem der Schaltschrank samt Automatisierungstechnik untergebracht ist, und der andere einen Lagerraum für Wartungsutensilien vorsieht.


Abb. 4: Freigestelltes Abwasserreinigungsmodul, installiert in einem 20 Fuß Container (links) und flexibel erweiterbare Reaktionsmodule (rechts).

4.5 Anlagendaten

Innerhalb des ersten Jahres konnten rd. 315.000 m³ an chromathaltigem Grundwasser in der GWRA abgereinigt werden.

Tab. 2: Anlagenkenndaten.

System	
Pump & Treat	Fließbett
max Druck	10 bar
max Durchfluss	40 m³/h
max Red.rate Cr-VI	1 mg/L
Anschlussleistung	400 VAC, 50 Hz, 40 A (Volllast)
Fernzugriff	serienmäßig
Bedienung	15“ Touchscreen

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Sanierung der Altlast K22 aufgrund ihrer Prioritätenklassifizierung von 2 unumgänglich war. Das Projekt zur Sanierung der Altlast K22 war sowohl in der Planung als auch bei der Durchführung einzigartig und vielseitig. Die PORR Umwelttechnik GmbH konnte durch ihre Expertise und Mithilfe von Experten das komplexe Projekt zur vollsten Zufriedenheit und termingerecht umsetzen.

LITERATUR

Müller, P., Lorber, K.E., Mischitz, R. & Weiß, C. (2014) Implementation of fluidized granulated iron reactors in a chromate remediation process, Science of the Total Environment, 485-486, 748-754.

Sedlazeck, K.P., Vollprecht, D., Müller, P., Mischitz, R. & Gieré, R. (2020) Impact of an in-situ Cr(VI)-contaminated site remediation on the groundwater, Environmental Science and Pollution Research, 27, 14465–14475.

Umweltbundesamt (2013) Altlast K22 „Lederfabrik Neuner“ – Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§§ 13 und 14 Altlastensanierungsgesetz).

Erkundung und Sanierung der Altlast ST 32 „Halde Schrems“ in der Gemeinde Frohnleiten

G. Döberl
Umweltbundesamt, Abteilung Altlasten, Wien, Österreich

M. Schröttner
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 15, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In Schrems bei Frohnleiten wurden im Bereich eines ehemaligen Bergbau- und Hüttenstandorts Untergrund- und Grundwasseruntersuchungen durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben sehr hohe Bodenbelastungen durch Blei und Zink, sowie untergeordnet durch Cadmium und Quecksilber. Hohe Bleigehalte konnten auch in Gemüseproben nachgewiesen werden, die aus belasteten Hausgärten stammten. Eine Expositionsabschätzung und Risikoanalyse ergab eine mögliche gesundheitlich relevante Schadstoffaufnahme durch spielende Kleinkinder auf bleibelastenden Flächen sowie durch den Verzehr von Gemüse aus bleibelasteten Beeten. Beide Risiken waren als nicht tolerierbar zu beurteilen und die betroffenen Flächen wurden daher als Altlast ausgewiesen. Als Sanierungsmaßnahme wird derzeit in den Hausgärten der betroffenen Liegenschaften der Oberboden entfernt und durch nichtkontaminiertes Material ersetzt.

1 EINLEITUNG

Die bergbaulichen Tätigkeiten im Raum Schrems lassen sich bis ins 13. Jahrhundert zurückverfolgen. Zur Blei- und Silbergewinnung wurden die lokalen Blei-Zinkvorkommen des Grazer Paläozoikums abgebaut; vornehmlich an Schwarzschiefer gebundener silberführender Bleiglanz, Zinkblende und andere komplexere Kiesvererzungen. Ab Mitte des 18. Jahrhunderts konzentrierte sich die Abbautätigkeit vor allem auf die unmittelbar oberhalb des heutigen Ortszentrums von Schrems gelegene südliche Talflanke des Talbachs. Dort befand sich bis 1874 mit dem Josefibau auch die bedeutendste Abbaustätte (Weber 1990).
Ausgehend vom Stollenmundloch des Josefibaus befindet sich an der Talflanke ein heterogen aufgebauter Haldenkörper aus Abraummaterial sowie aus Schlacken der nahegelegenen Schmelzhütte, die bis Mitte des 19. Jahrhunderts betrieben wurde. Auch der Hang nördlich des Talbachs ist mit Haldenmaterial bedeckt, das aus den Stollenmundlöchern kleinerer Abbaue gefördert wurde. Teilweise wurde Haldenmaterial für Planierungszwecke auch andernorts in Schrems verwendet bzw. wurde das Material durch Hochwasserereignisse verfrachtet.
Die Haldenschüttungen sowie die von Haldenmaterial beeinflussten Gebiete wurden ab September 2018 im Rahmen ergänzender Untersuchungen gemäß § 13 Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) untersucht, um festzustellen, ob von der als „Halde Schrems“ bezeichneten Altablagerung erhebliche Gefahren für Menschen oder die Umwelt ausgehen (siehe Abb. 1).

2 STANDORTVERHÄLTNISSE UND NUTZUNGEN

Die Fläche der Halde der südlichen Talflanke des Talbachs beträgt rund 70.000 m². Ihre Mächtigkeit variiert stark. Im Osten erreicht die Halde Mächtigkeiten von 6 m bis 8 m, am Westrand entlang des Talbachs lediglich 2 m bis 3 m. Die Gesamtkubatur

der südlichen Halde kann grob mit 200.000 m³ abgeschätzt werden. Der von Haldenmaterial beeinflusste Bereich an der nördlichen Talflanke sowie im nordwestlichen Bereich umfasst ca. 25.000 m². Insgesamt umfasst die Altablagerung daher eine Fläche von knapp 100.000 m² (siehe Abb. 1).
Im Bereich der Talsohle des Talbaches befinden sich geringmächtige quartäre Lockersedimente, die von Schichtgliedern des Grazer Paläozoikums unterlagert werden. In den quartären Lockersedimenten, die aus schluffig-tonigen Sanden und Kiesen bestehen, befindet sich der gering ergiebige Grundwasserbegleitstrom des Talbachs. Die Grundwasserfließrichtung ist entsprechend der Fließrichtung des Talbachs ungefähr nach Westen gerichtet. An den Talflanken ist zudem mit gering ergiebigem Hangwasser zu rechnen.
Die Altablagerung befindet sich im Siedlungsgebiet von Schrems und wird sowohl südlich als auch nördlich des Talbachs in weiten Teilen für Wohnzwecke incl. Hausgärten genutzt. Der zentrale Bereich der südlichen Halde ist durch eine geschlossene Kleingartennutzung direkt auf Böden mit Haldensubstrat gekennzeichnet.
Etwa 700 m südwestlich der Altablagerung liegt der Brunnen „Brunngraben“, der zur Ortswasserversorgung von Frohnleiten dient.



Abb. 1: Lage der Altlast „Halde Schrems“ (Datenquelle: basemap.at, BEV, © Umweltbundesamt).

3 DURCHGEFÜHRTE UNTERSUCHUNGEN UND ERGEBNISSE

Zur Beurteilung des Gefährdungspotentials wurden im Rahmen des ALSAG-Programms folgende Untersuchungsschritte durchgeführt:

- Geologisch-geochemische Kartierung und Abgrenzung des südlichen Haldenbereichs sowie orientierende Messung des Metallgehalts im Oberboden mittels mobilen RFA-Geräts durch die Geologische Bundesanstalt,
- Entnahme und Analyse von Oberbodenproben,
- Abteufung von Trockenkernbohrungen sowie Entnahme und Analyse von Untergrundproben,
- Entnahme und Analyse von Gemüse- und Obstproben und
- Herstellung von Grundwassermessstellen sowie Entnahme und Analyse von Grundwasserproben.

In der Folge werden ausgewählte Ergebnisse dieser Untersuchungen zusammengefasst:

3.1 Oberboden

Auf der Altablagerung und ihrer Umgebung wurde der Oberboden auf insgesamt 190 Teilflächen beprobt (entsprechend der Nutzung 0-10 cm bzw. 0-20 cm) und hinsichtlich Cadmium, Arsen, Quecksilber, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei, Kobalt, Zink und Molybdän analysiert.
Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen bestätigten im Wesentlichen das bei den semiquantitativen RFA-Untersuchungen im Bereich der Halde festgestellte Belastungsbild mit z.T. extrem hohen Blei- und Zinkbelastungen. Darüber hinaus konnten in weiten Bereichen Cadmium und an der nördlichen Talflanke lokal auch Quecksilber als relevante Kontaminanten identifiziert werden (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Gesamtgehalte im Oberboden

	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Hg [mg/kg]
Minimum	120	90	0,4	0,3
Maximum	20.400	6.300	25	40
Median	2.000	1.000	3,2	1,5
Richtwert ÖNORM S 2088-2	500[1] / 100[2]	-[1] / -[2]	2[1] / 2[2]	10[1] / 1[2]

[1] Nutzungsklasse „Wohnen“ (Aktivität „Gartenarbeit“) / [2] Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“

3.2 Gemüse und Obst

Im Bereich von Hausgärten wurden knapp 100 Gemüse-, Obst und Grasproben entnommen und in Hinblick auf die relevanten Schwermetalle untersucht. Vor allem in den Gemüseproben ergaben sich in Bezug auf die zulässigen Lebensmittelhöchstgehalte für Blei massive Überschreitungen. Betroffen waren Wurzelgemüse (Karotten, Sellerie, Petersilie, Kren) mit Gehalten z.T. deutlich über 1.000 µg/kg FG (maximal 14.000 µg/kg FG; zulässiger Höchstgehalt gemäß Verordnung (EU) 1005/2015: 100 µg/kg FG) und Blattgemüse (Spinat; zulässiger Höchstgehalt: 300 µg/kg FG). Bei Fruchtgemüsen (Paradeiser, Pfefferoni oder Zucchini) waren keine oder nur geringfügige Überschreitungen des zulässigen Höchstgehalts von 50 µg/kg FG gegeben. In einzelnen Gemüseproben waren zudem Überschreitungen des zulässigen Höchstgehalts für Cadmium gemäß Verordnung (EU) 488/2014 festzustellen. Die Blei- und Cadmiumgehalte von Obst (vorwiegend Äpfel) lagen deutlich unter den zulässigen Höchstgehalten, zumeist sogar im nicht nachweisbaren Bereich.

3.3 Grundwasser

An- und abstromig sowie im Bereich der Altablagerung wurden fünf Grundwassermessstellen errichtet und an vier Terminen beprobt. Während das Grundwasser im Anstrom zur Altablagerung keine Verunreinigung aufwies, zeigten sich im zentralen Bereich der Altablagerung hohe Belastungen durch Blei (bis knapp 100 µg/l; Prüfwert der ÖNORM S 2088-1: 6 µg/l). Vereinzelt waren zudem geringfüge Überschreitungen der Prüfwerte für Cadmium (Prüfwert: 3 µg/l) und Zink (Prüfwert: 1.800 µg/l) festzustellen. Die rund 700 m in Abstromrichtung entfernte Trinkwasserversorgungsanlage „Brunngraben“ wies keine Belastungen auf.

4 BEWERTUNG DER UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE

4.1 Orale Aufnahme von Blei über Bodenpartikel durch Kleinkinder

Das diesem Schadstoffaufnahmepfad zugrundeliegende Expositionsszenario geht davon aus, dass regelmäßig auf einer verunreinigten Fläche spielende Kleinkinder Bodenpartikel, die z. B. an den Händen anhaften, oral aufnehmen. Dieser Expositionspfad ist daher für diejenigen Flächen in Hausgärten relevant, auf denen spielende Kleinkinder regelmäßig im Boden graben, i. e. unversiegelte und weitgehend ebene Flächen. Im Untersuchungsgebiet befinden sich zahlreiche Haushalte mit Kindern und Hausgärten. Im Bereich dieser Flächen liegen die Bleikonzentrationen im Oberboden, mit Ausnahme der in den Randbereichen des Untersuchungsgebiets liegenden Flächen, durchwegs über 1.000 mg/kg, meist sogar deutlich darüber (siehe Tab 1).
Mithilfe der in Umweltbundesamt (2011) beschriebenen Vorgangsweise lässt sich die Exposition über diesen Pfad mit 0,003 mg Blei pro kg Körpergewicht und Tag und ein damit einhergehender Risikoindex von rund 3 abschätzen. Das bedeutet, dass bei regelmäßiger Nutzung der Flächen durch spielende Kleinkinder chronische Auswirkungen durch die orale Aufnahme von bleibelastenden Bodenpartikeln nicht mehr mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können und daher ein relevantes Risiko für die Gesundheit von Kleinkindern besteht.

4.2 Inhalative Aufnahme von Blei über Staubpartikel

Bei der Gartenarbeit auf bleibelasteten Flächen kann es zum Einatmen von schadstoffbelasteten Bodenpartikeln durch staubende Tätigkeiten (z. B. Graben, Mähen) kommen. Dieser Expositionspfad ist daher für alle Flächen, auf denen Hausgärten vorhanden sind, relevant.
In Hinblick auf diesen Aufnahmepfad ergab sich eine Exposition von 0,00009 mg Blei pro kg Körpergewicht und Tag und ein Risikoindex von rund 0,07. Insgesamt bedeutet dies, dass selbst bei Annahme eines Worst-Case-Szenarios negative Auswirkungen durch die inhalative Aufnahme von belasteten Bodenpartikeln im Zuge der Gartenarbeit mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können.

4.3 Orale Aufnahme von Blei über den Verzehr von Gemüse

Auf Basis der Ergebnisse der Gemüseanalysen wurde von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) eine Risikobewertung erstellt.
Zusammenfassend kam die AGES zum Schluss, dass beim Verzehr einiger der untersuchten Gemüsepflanzen (v.a. Wurzel- und Blattgemüse) ein relevantes gesundheitliches Risiko bestehe. Von einem Verzehr werde abgeraten. Bei regelmäßigem Verzehr der beprobten Gemüsearten könne eine Bleiaufnahme erreicht werden, die in wissenschaftlichen Studien zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen bei Menschen geführt hat.

4.4 Zusammenfassende Beurteilung in Hinblick auf die Schadstoffaufnahme durch Menschen

Die Expositionsabschätzung und Risikoanalyse im Bereich der Halde Schrems ergab, dass für mehrere Expositionsszenarien ein gesundheitliches Risiko für Menschen existiert. Besonders hervorzuheben waren die mögliche Schadstoffaufnahme durch spielende Kleinkinder in bleibelastenden Hausgärten sowie durch den Verzehr von Gemüse aus bleibelasteten Beeten durch alle Bewohner. Beide Risiken waren als nicht tolerierbar zu beurteilen, sodass eine von der Altablagerung ausgehende erhebliche Gefährdung für die menschliche Gesundheit gegeben war. Die Altablagerung

war daher als „Altlast“ im Sinne des ALSAG zu beurteilen und als solche in der Altlastenatlasverordnung auszuweisen. Dies geschah mit der entsprechenden Novelle vom 1. September 2019. Entsprechend der Bewertung der vorhandenen Untersuchungsergebnisse, der Gefährdungsabschätzung und den in § 14 ALSAG festgelegten Kriterien wurde der Altlast „Halde Schrems“ die höchste Prioritätenklasse (1) zugewiesen.
Es ist darauf hinzuweisen, dass sich durch die Kombination der beiden oben genannten Risiken sowie weiterer am Standort möglicher Tätigkeiten (z. B. Gartenarbeit) die individuelle Exposition für unterschiedliche Menschen allerdings beträchtlich unterscheiden kann. Ebenso muss berücksichtigt werden, dass auch eine vom Standort unabhängige Aufnahme der relevanten Stoffe über die Nahrung erfolgt und auch zusätzliche Belastungen individuell möglich sind (z. B. Arbeitsplatzbelastung).

4.5 Zusammenfassende Beurteilung in Hinblick auf eine Grundwassergefährdung

Ausgehend von den sehr hohen Bleigehalten der abgelagerten Abfälle ist das Grundwasser im unmittelbaren Bereich der Halden stark mit Blei verunreinigt. Punktuell sind darüber hinaus auch erhöhte Gehalte an Zink und Cadmium festzustellen.
Aufgrund der hydrogeochemischen Eigenschaften von Blei und der geringen Ergiebigkeit des lokalen Grundwasserleiters ist davon auszugehen, dass sich die Bleiverunreinigung des Grundwassers auf den unmittelbaren Bereich der Altablagerung beschränkt und es zu keiner weitergehenden Ausbreitung im Grundwasserabstrom kommt. Eine Beeinträchtigung der etwa 700 m abstromig gelegenen Trinkwasserversorgungsanlage „Brunngraben“ durch die Altablagerung ist auszuschließen.

5 SANIERUNGSMASSNAHMEN

Mit den Sanierungsmaßnahmen soll das Ziel verfolgt werden, die Bodenverunreinigungen kurzfristig so weit reduziert werden, dass die bestehenden Risiken in Hinblick auf eine potentielle Schadstoffaufnahme durch Menschen auf ein tolerierbares Ausmaß gesenkt werden.
Entsprechend den oben beschriebenen relevanten Expositionspfaden ist im Bereich der Altlast daher für folgende Bereiche Sanierungsbedarf gegeben:

- Gemüsebeete in Hausgärten (ca. 3.000 m²) und
- von Kleinkindern beim Spielen regelmäßig benutzbare, d. h. unversiegelte und weitgehend ebene Flächen in Hausgärten (ca. 31.000 m²).

Entsprechend dem Schadensbild, den relevanten Expositionspfaden und den Zielen der Sanierung kam als Sanierungsvariante nur ein Austausch kontaminierter Böden durch unbelastetes Material in Frage.
Auf den oben genannten Flächen wurde/wird daher der Boden bis 50 cm Tiefe abgetragen (siehe Abb. 2) und auf der Aushubsohle flächendeckend ein Vlies aus Kokosfaser-Geflecht aufgebracht bzw. Warnbänder aus verrottungsbeständigem Kunststoff verlegt, um für zukünftige Grabungsarbeiten eine eindeutige Abgrenzung zum anstehenden Untergrund zu gewährleisten. Die Wiederverfüllung erfolgt/e durch Einbringen und lageweises Verdichten von nicht kontaminiertem, zugeführtem Material. Die Oberfläche wurde/wird entsprechend dem ursprünglichen Zustand wiederhergestellt.
Die auszuhebende Bodenmenge wird in Summe auf ca. 34.000 t geschätzt, wobei der Großteil in Reststoff- oder Massenabfallqualität und nur untergeordnet nicht deponierbares Material anfallen wird.



Abb. 2: Altlast „Halde Schrems“: Bodenaushub und Wiederverfüllung (© Umweltbundesamt).

Auf denjenigen Liegenschaften, auf denen sich Haushalte mit Kindern befinden, wurde der Bodenaustausch bereits im Jahr 2019 durchgeführt (ca. 7.000 m²; siehe Abb. 2). Auf den restlichen Flächen (ca. 27.000 m²) sollen die Sanierungsarbeiten in Kürze beginnen.

LITERATUR

Altlastensanierungsgesetz (ALSAG): Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz), BGBl. Nr. 299/1989.

ÖNORM S 2088-2: Kontaminierte Standorte – Nutzungsspezifische Beurteilung der Verunreinigungen des Bodens von Altstandorten und Altablagerungen, 01.09.2014.

Umweltbundesamt (2011) Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten; Report REP-0351, Wien.

Verordnung (EU) 1005/2015 der Kommission vom 25. Juni 2015 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 bezüglich der Höchstgehalte für Blei in bestimmten Lebensmitteln (in der konsolidierten Version von 03/2018).

Verordnung (EU) 488/2014 der Kommission vom 12. Mai 2014 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 bezüglich der Höchstgehalte für Cadmium in Lebensmitteln (in der konsolidierten Version von 03/2018).

Weber, L. (1990) Die Blei-Zinkerzlagerstätten des Grazer Paläozoikums und ihr geologischer Rahmen. Archiv für Lagerstättenforschung der Geologischen Bundesanstalt, Band 12, Wien.

Polymerfreie geosynthetische Tondichtungsbahn (GBR-C) für die Verwendung in herausfordernden Milieus

K. Thimm, S. Niewerth, & O. Syllwasschy
HUESKER Synthetic GmbH, Business Development, Gescher, Deutschland

H. Lassnig
HUESKER Synthetic GmbH, Vertrieb Österreich, Weitensfeld, Österreich

KURZFASSUNG: Die Verwendung von Tondichtungsbahnen als Ersatz oder Teilersatz von Tonschichten ist weltweit verbreitet. Jedoch ist die Verwendung bei herausfordernden Sickerwässern teilweise nicht möglich, da das verwendete Bentonit bei Kontakt mit solchen Flüssigkeiten seine abdichtende Wirkung verliert. Um Tondichtungsbahnen dennoch einzusetzen, werden dem Bentonit quellfähige Polymere beigemischt. Dies bringt jedoch auch Probleme, wie veränderte Index-Tests und mangelnde Erfahrung in der Anwendung, z.B. Langzeitstabilität, mit sich. Um diese Probleme zu lösen wurde eine Bentonitmischung entwickelt, die ohne Polymerzusatz in herausfordernden Sickerwässern eingesetzt werden kann. Im Folgenden werden Ergebnisse von Durchlässigkeitsuntersuchungen mit DI-Wasser, 0,05 M $CaCl_2$-Lösung, Sickerwässern aus dem Aluminium- und Goldbergbau sowie aus Verbrennungsrückständen der Kohleverstromung vorgestellt. Im Ergebnis zeigt sich eine vielversprechende Alternative zu den polymerbewehrten Tondichtungsbahnen.

1 EINLEITUNG

In der Umwelttechnik und besonders im Deponiebau werden weltweit seit vielen Jahren erfolgreich geosynthetische Tondichtungsbahnen (GBR-C) als Ersatz oder Teilersatz von Tonschichten eingesetzt. Diese Praxis reduziert die Bauzeit, verbessert die CO_2-Bilanz und schont Ressourcen. Schlüssel für diese Anwendung ist das Bentonit, das in den GBR-C verwendet wird. Bentonit ist ein natürlicher Ton, der hauptsächlich aus dem Mineral Montmorillonit besteht. Dies gehört zur Gruppe der Smektit-Tonminerale. Montmorillonit zeichnet sich durch eine große Oberfläche (100-800 m²/g), eine negative Nettoladung und austauschbare Oberflächenkationen aus (Grim 1968). Diese Eigenschaften wiederum verleihen dem Bentonit eine starke Affinität zu Wasser, was zu Quell-, Dichtungs- und Hafteigenschaften führt (Eisenhour & Brown 2009). In Kontakt mit Flüssigkeiten die sehr saure oder sehr basische pH-Werte ($11 < pH < 3$), hohe Ionenkonzentrationen und hohe elektrische Leitfähigkeit aufweisen, verliert das Bentonit die beschriebenen Eigenschaften weitgehend. Unter solchen Bedingungen ersetzen multivalente Kationen austauschbare monovalente Kationen (Natrium), wodurch die osmotische Quellung des Bentonits sowie eine effektive Funktion reduziert oder komplett eliminiert wird (Gates et al. 2009).
Anwendungsfälle, in denen solche Bedingungen herrschen, finden sich vor allem im Bergbau oder in Ablagerungen industrieller Rückstände, wie in Kohleaschen. Um die Vorteile von Tondichtungsbahnen auch in diesen Bereichen nutzbar zu machen, wurden Produkte entwickelt, denen zur Verbesserung der Dichtungseigenschaften quellfähige Polymere beigemischt werden. Diese Praxis bringt jedoch neue Herausforderungen mit sich, da die Erfahrungen mit normalen Tondichtungsbahnen nicht in jedem Fall übernommen werden können.
In dieser Studie werden Ergebnisse eines Forschungsprojektes vorgestellt, in dem eine Mischung aus natürlichen Bentoniten genutzt wurde, um eine widerstandsfähige

GBR-C zu erstellen, die auch ohne Polymerzusatz in herausfordernden Milieus verwendet werden kann. Hierzu wurden initial Untersuchungen mit DI Wasser und einer 0,05 M $CaCl_2$-Lösung, sowie mit einem Sickerwasser aus dem Aluminiumbergbau durchgeführt. Anschließend wurden Untersuchungen mit Sickerwässern aus Kohlenasche sowie dem Goldbergbau durchgeführt.

2 STAND DER TECHNIK

2.1 Entwicklung einer Tondichtungsbahn mit Polymer

Der negative Einfluss von extremen Sickerwässern auf das Dichtverhalten von Tondichtungsbahnen wurde in unterschiedlichen Versuchen nachgewiesen. Ruhl berichtet über eine hydraulische Durchlässigkeit von $2x10^{-8}$ m/s für eine Tondichtungsbahn, die mit Natriumhydroxid NaOH-Lösung mit einem pH-Wert von 13 in Kontakt kommt (Ruhl & Daniel 1997). In eigenen Untersuchungen mit Rotschlammsickerwasser war das Bentonit, bei direktem Kontakt mit der Flüssigkeit, nicht in der Lage eine dichtende Schicht auszubilden. Die Abbruchkriterien wurden innerhalb von 30 Minuten erreicht. Für diese Anwendungen musste eine Alternative gefunden werden.
Die Entwicklung das Bentonit mit quellfähigen Polymeren zu bewehren, um eine höhere Widerstandsfähigkeit zu erzielen, wurde mit einem Prozess zu Herstellung eine Bentonit-Polymer Nanocomposites (BPN) greifbarer. Hier wurde Bentonit mit einer Monomer Lösung gemischt, um mit der anschließend gestarteten Polymerisation eine Vernetzung zwischen Bentonit und Polymer zu erzeugen. Danach wurde das Produkt getrocknet und gemahlen (Trauger & Darlington 2000). Aus diesem Produkt hergestellte Tondichtungsbahnen zeigten deutlich verbesserte Dichtleistungen gegenüber normalem Natriumbentonit in herausfordernden Milieus und öffneten neue Anwendungsbereiche für Tondichtungsbahnen (Scalia et al. 2011). Aus Kostengründen wurde dieser Prozess durch ein Trockenmischen von Bentonit und Polymeren ersetzt.

2.2 Probleme mit polymerbewehrten Produkten

Die Verwendung der polymerbewehrten Produkte zeigt jedoch andere Schwierigkeiten. So tritt Polymer mit dem Auslauf aus den Prüfzellen aus. Dies kann aufgrund der erhöhten Viskosität im Vergleich zum Einlauf gesehen werden (Scalia et al. 2014). Dies kann Schläuche blockieren und damit die Versuchsergebnisse verfälschen. Dieses Auswaschen des Polymers, das besonders zu Beginn der Versuche deutlich beobachtet werden kann, bietet zusätzliche Fließwege und führt zu einer höheren hydraulischen Leitfähigkeit. Dies zeigt sich besonders bei herausfordernden Sickerwässern (Tian et al. 2019). Der Einfluss der ausgewaschenen Polymere auf die Umwelt muss noch geklärt werden.
Während für normale Bentonite eine Korrelation zwischen der Quellindexprüfung und der hydraulischen Durchlässigkeit mehrfach nachgewiesen wurde (Ruhl & Daniel 1997), (Kolstad et al. 2004), zeigt sich bei den polymerbewehrten Produkten kein derartiger Zusammenhang (Scalia et al. 2011). Dies bedeutet, dass für jedes neue Projekt sowie zu Qualitätssicherung stets Permeabilitätsuntersuchungen durchgeführt werden müssen. Für die diversen Anwendungen mit herausfordernden Sickerwässern müssen auch unterschiedliche Polymere verwendet werden, da diese auf die variablen Bedingungen angepasst sein müssen.

2.3 Standardisierung und Normung

Aus den oben genannten Gründen reagieren auch Normungsausschüsse auf die Probleme. Im Entwurf der ÖNORM S2081 (Stand: 20.02.2020), die in 2020 Gültigkeit

erlangen wird, werden quellfähige Polymere als Additiv in Tondichtungsbahnen generell untersagt. Zitat: „In keiner der beschriebenen Schichten (Anm. d. Autors: Träger-, Zwischen- und Deckschicht) dürfen quell- oder durchlässigkeitsbeeinflussende polymere Zusatzstoffe eingesetzt werden.“ Dies geht deutlich weiter als die aktuelle Version der Norm von 2011. Zitat: „Das Quell- und das Wasseraufnahmevermögen ist am Bentonit ohne Zuschlagstoffe (z.B. Polymere) zu prüfen und hat die Anforderungen von Tabelle 1 zu erfüllen. Im Falle der Nutzung von Zuschlagstoffen sind diese anzugeben.“
International hat die Arbeitsgruppe der ASTM D35.04 für Geosynthetische Tondichtungsbahnen in Ihrer Sitzung im Juli 2019 angemerkt, dass die Standardtests Quellindex und Fluid Loss für chemisch modifizierte Bentonitmatten nicht anwendbar sind. Der Grund ist, dass die Modifizierung in den Indextests für bessere Ergebnisse sorgen kann, diese sich aber nicht im gleichen oder gar nicht auf die Dichtleistung der Tondichtungsbahnen übertragen lassen. Zitat: “This test method is not applicable for clays with polymers.” (ASTM 2019)

3 UNTERSUCHUNGEN

3.1 Bewertung von Sickerwässern

Für die Bewertung von Sickerwässern werden unterschiedliche Faktoren herangezogen. Grundlegend werden der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit (EC, engl. electrical conductivity) und die Ionenstärke (I) einer Lösung genutzt. Weiterführend wird das Verhältnis zwischen mono- und polyvalenten Kationen (RMD) betrachtet. Dies wird mit der Kolstad Gleichung (1) normiert. Dieses Verhältnis beeinflusst einen Ionenaustausch und damit auch das Quellvermögen. Generell kann festgehalten werden, je höher die elektrische Leitfähigkeit und Ionenstärke, je weiter weg von einem neutralen pH-Wert und je größer das Kationenverhältnis in Richtung polyvalente Ionen geht, umso schlechter ist die Quellfähigkeit und umso schlechter ist die Dichtleistung. Es wurde wissenschaftlich gezeigt, dass der Einfluss des RMD bei niedriger bis moderater Ionenstärke (< 50 mM) größer ist, als bei hoher Ionenstärke (> 50 mM) (Kolstad et al. 2004). Die Kolstad Gleichung berechnet den RMD als Verhältnis der totalen molaren Konzentration von monovalenten (M_m) und polyvalenten (M_d) Kationen.

$$RMD = \frac{M_m}{\sqrt{M_d}} \quad (1)$$

3.2 Versuchsdurchführung

Die Untersuchungen wurden in Anlehnung an ASTM D 6766 – „Standard-Prüfverfahren zur Bewertung der hydraulischen Eigenschaften von geosynthetischen Tondichtungsbahnen mit potenziell inkompatiblen wässrigen Lösungen“ durchgeführt. Die Muster der Tondichtungsbahnen wurden in Zellen ohne Back-pressure untersucht. Bevor die Untersuchungen begannen, wurden die Muster für 48 Stunden mit der jeweiligen Prüfflüssigkeit vorgequollen, die auch als Permeat verwendet wurden. Es fand keine Vorquellung mit DI Wasser statt. Die Versuche wurden über einen längeren Zeitraum durchgeführt. Erst nach Erreichen des chemischen Gleichgewichts zwischen Ein- und Auslauf wurden die Versuche beendet. Hierfür wurden die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert im Ablauf gemessen und mit dem Einlauf verglichen.

3.3 Verwendete Versuchsflüssigkeiten

Für das Forschungsprojekt wurden Versuche mit DI-Wasser, 0,05 M $CaCl_2$ Lösung sowie den in Tab. 1 aufgeführten Lösungen durchgeführt. Das RM Sickerwasser ist

eine synthetische Nachbildung eines Projektsickerwassers aus einer Aluminiumerzaufbereitungsanlage. Für die Untersuchungen aus Kohleaschen (engl. CCP – Coal combustion products) wurden synthetische Sickerwässer verwendet, die von Benson et. al. (2014) auf der Basis von Untersuchungen des Electrical Power Research Instituts (EPRI) entwickelt wurden. CCP HS (High ionic stregth) und CCP FGD (flue gas desulphurization – Rauchgasentschwefelung) stammen aus Aschen, die an unterschiedlichen Stellen im Kohleverbrennungsprozess anfallen. Das Prozesswasser aus der Goldgewinnung entstammt der Literatur und ist ebenfalls synthetisch hergestellt (Ghazizadeh et al. 2018).

Tab. 1: Zusammensetzungen und Charakteristika der verwendeten Sickerwässer.

	Einheit	RM*	CCP-HS	CCP-FGD	Gold
K^+	mg/L	-	22,2	49,9	17
Na^+	mg/L	-	2500	968	529,6
Mg^{2+}	mg/L	-	140	73,1	31
Ca^{2+}	mg/L	-	512	542	150
Cl^-	mg/L	-	1720	784	450
NO_3^-	mg/L	-	-	-	12
SO_4^{2-}	mg/L	-	4720	2620	990,5
pH	(-)	13,2	8,0 ±0,5	8,0 ±0,5	5,7
EC	mS/cm	42	13,9	8,01	-
Ionenstärke	mM	-	174	94	42
RMD	$M^{-1/2}$	-	0,98	0,4	0,47

(* keine Freigabe für alle Werte der Lösung erhalten).

3.4 Versuche mit Rotschlamm

Für die Versuche mit dem Rotschlammsickerwasser wurde ein synthetisches Abbild eines realen Projektes genutzt (Vgl. Tab. 1). In mehreren Versuchen wurde mit diesem Material auch normales Natriumbentonit, jeweils in einer Tondichtungsbahn, untersucht. In Abb. 1 sind die Verläufe der K-Werte über die Versuchsdauer für drei Versuche dargestellt: Einmal für die neuentwickelte Bentonitmischung sowie zweimal für ein Standard Natriumbentonit. Das Natriumbentonit wurde direkt mit dem Sickerwasser beaufschlagt (Versuch A). In einem zweiten Versuch wurde es mit DI Wasser vorgequollen bevor es in Kontakt mit dem Sickerwasser gebracht wurde (B). Im dritten Versuch wurde die neuentwickelte Bentonitmischung direkt mit dem Sickerwasser beaufschlagt (C). Es ist deutlich zu erkennen, dass das Bentonit in Versuch A sofort versagt und sich in Versuch B besser schlägt. Ein steigender Trend zeichnet sich dennoch ab. Versuch C weist deutlich das beste Ergebnis auf und erfüllt die Anforderungen von $5x10^{-11}$ m/s.

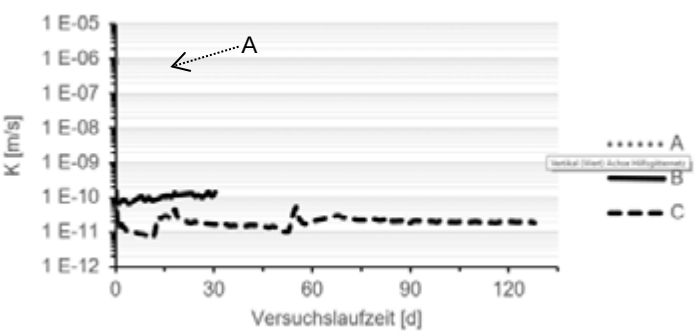


Abb. 1: Darstellung der Versuche mit RM-Sickerwasser. A) Standard Tondichtungsbahn mit direktem Sickerwasserkontakt B) Standard Tondichtungsbahn mit DI Wasser vorgequollen C) Neuartige Bentonitmischung mit direktem Kontakt mit Sickerwasser.

3.5 Versuche mit anderen Flüssigkeiten

Nach den erfolgversprechenden Versuchen mit dem Sickerwasser aus der Aluminiumherstellung wurden weitere Untersuchungen durchgeführt. Eine Zusammenfassung der K-Werte ist in Abb. 2 zu sehen. Hier wurden die K-Werte über die elektrische Leitfähigkeit der einzelnen Sickerwässer aufgetragen. Es ist zu erkennen, dass die Ergebnisse mit Ausnahme der FGD Versuche deutlich unter 1 x 10^{-10} liegen und damit eine Verwendung rechtfertigen.

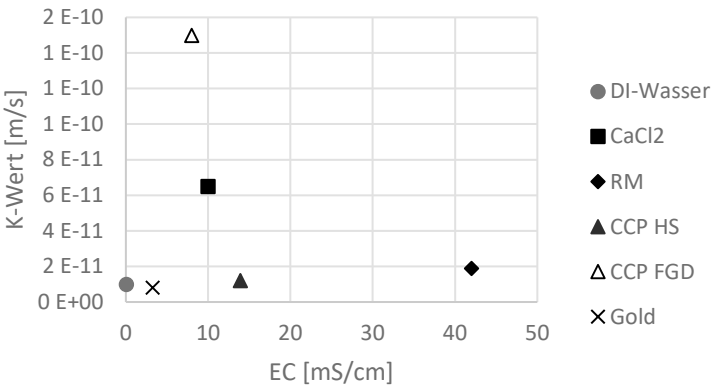


Abb. 2: Aufstellung der Versuchsergebnisse für unterschiedliche Sickerwässer.

Um die Ergebnisse dieser Versuche besser einordnen zu können, sind in Tab. 2 die Ergebnisse von Untersuchungen mit normalem Natriumbentonit im Vergleich aufgetragen. Es ist eine deutlich bessere Dichtleistung der neuen Bentonitmischung zu erkennen. Besonders bei hoher Ionenstärke, wie bei dem CCP HS und RM zeigt sich ein enormer Unterschied.

Tab. 2: Vergleich zwischen neuer Bentonitmischung und Natriumbentonit.

	Bentonitmischung [m/s]	Natriumbentonit [m/s]	Faktor [-]
$CaCl_2$	6,5 x 10^{-11}	3,6 x 10^{-10}	6
RM	1,9 x 10^{-11}	8,4 x 10^{-7}	44211
CCP HS	1,2 x 10^{-11}	1,7 x 10^{-7*}	14167
CCP FGD	1,5 x 10^{-10}	8,8 x 10^{-9*}	59
Gold	8,1 x 10^{-12***}	3 x 10^{-11**}	4

(* (Chen et al. 2018), ** (Bareither et al. 2017), *** Versuch läuft noch, Glgew. nach 130 Tagen noch nicht erreicht)

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass auch für herausfordernde Sickerwässer Tondichtungsbahnen ohne Polymerzusatz verwendet werden können. Dies öffnet neue Anwendungs- und Forschungsfelder. Es zeigt auch, dass die Restriktionen gegen Polymerzusatz aus der Normung, die Anwendung von Tondichtungsbahnen nicht limitiert.

Um die Untersuchungen abzurunden, sollen weitere Versuche bei niedrigen pH-Werten (pH < 3) durchgeführt werden. Es zeigt aber auch, dass es noch weitere Entwicklungsfelder aufgrund der unterschiedlichen Sickerwässer gibt. So muss für die Anwendung in Kontakt mit der Entschwefelungsasche (FGD) das Bentonit nochmals

optimiert werden. Auch muss untersucht werden, ob die Sickerwässer zu Gruppen zusammengefasst werden können, um eine zielgerichtete Entwicklung und Projektumsetzung zu gewährleisten.
Durch die Erfolge in den hier vorgestellten Untersuchungen hat die Firma HUESKER Synthetic eine neue Tondichtungsbahn in Ihrem Portfolio. Die Tektoseal Clay RM ist, mit der Bentonitmischung dieser Studie gefüllt, um die Herausforderungen in schwierigen Milieus und Anwendungen zu lösen.

LITERATUR

Austrian Standards Institute (ASI) (2011) A. S. I., 2011-08-01. ÖNORM S 2081-1: Deponien-Dichtungssystemme it geosynthetischen Tondichtungsbahnen (GBR-C). Wien: s.n.

Austrian Standards Institute (ASI) (2020) A. S. I., 2020-02-27. Entwurf: ÖNORM S 2081: Deponien — Dichtungssysteme mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen (GBR-C). Wien: s.n.

ASTM (2019) Standard test method for swell index of clay mineral component of geosynthetic clay liners D5890-19. s.l.:s.n.

Bareither, C.A., Ghazi Zadeh, S., Conzelmann, J., Scalia J. IV, Shackelford, C.D., (2017) Evaluation of mechanical and hydraulic properties of geosynthetic clay liners for mining applications. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.

Benson, C., Chen, J., Edil, T., (2014) Engineering properties of geosynthetic clay liners permeated with coal combustion product leachates, Palo Alto, CA, USA: Electric Power Research Institute.

Benson, C.H., Chen, J.N., Edil, T.B., Likos, W.J. (2018) Hydraulic Conductivity of Compacted Soil Liners Permeated with Coal Combustion Product Leachates. J. Geotech. Geoenviron. Eng.

Chen, J.N., Benson, C.H., Edil, T.B. (2018) Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners with sodium bentonite to coal combustion product leachates. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Nr.3.

Eisenhour, D.D., Brown, R.K. (2009) Bentonite and its impact on modern life. Elements, April, pp. 83-88.

Gates, W., Bouazza, A., Churchman, G. (2009) Bentonite Clay Keeps Pollutants at Bay. Elements, 1 April, p. 105–110.

Ghazizadeh, S., Bareither, C.A., Scalia, J., Shackelford, a. C.D. (2018) Synthetic Mining Solutions for Laboratory Testing of Geosynthetic Clay Liners. J. Geotech. Geoenviron. Eng.

Grim, R.E. (1968) Clay mineralogy 2 nd ed. s.l.: McGraw-hill Book Company.

Kolstad, D. C., Benson, C. H. & Edil, T. B., 2004. Hydraulic Conductivity and Swell of Nonprehydrated Geosynthetic Clay Liners Permeated with MultispeciesInorganic Solutions. J. Geotech. Geoenviron. Eng.

Ruhl, J.L., Daniel, D.E. (1997) Geosynthetic clay liners permeated with chemical solutions and leachates. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, pp. 369-381.

Scalia, J., Benson, C.H., Bohnhoff, G.L., Edil, T.B., Shackelford, C.D. (2014) Long-term hydraulic conductivity of a bentonite-polymer composite permeated with aggressive inorganic solutions. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering.

Scalia, J., Benson, C.H., Edil, T.B., Bohnhoff, G.L., Shackelford, C.D. (2011) Geosynthetic clay liners containing bentonite polymer nanocomposite. Geo-Frontiers 2011: Advances in geotechnical engineering, pp. 2001-2009.

Tian, K., Likos, W.J., Benson, C H. (2019) Polymer elution and hydraulic conductivity of bentonite–polymer composite geosynthetic clay liners. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering.

Trauger, R., Darlington, J. (2000) Next-generation geosynthetic clay liners for improved durability and performance. Proceedings of the 14th GRI Conference. Geosynthetic Institute, pp. pp. 255-267.

Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs in Feststoffproben zur Beurteilung laut Deponieverordnung

O. Mann, S. Coskuner, T. Klinger, F. Maringer, L. Sappl, M. Gazetovici, K. Wruss & W. Wruss
ESW Consulting Wruss ZT GesmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Laut Deponieverordnung 2008 ist die Ablagerung von Abfällen verboten, deren Anteil an organischem Kohlenstoff im Feststoff mehr als fünf Masseprozent beträgt. Ausgenommen sind Abfälle, deren Kohlenstoffgehalt aus elementarem Kohlenstoff, Kohlen- oder Koksanteilen resultiert. In der DIN EN 19539, welche sich mit der Analyse des elementaren Kohlenstoffs beschäftigt, wird eine temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs in drei Fraktionen beschrieben, den TOC_{400}, den ROC und den TIC_{900}. Dabei soll sich der EC in der ROC-Fraktion wiederfinden. Versuche an Einzel- und Mischstandards zeigen jedoch, dass sich diese Norm nicht zur Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs in Boden- bzw. Abfallproben für die Beurteilung laut Deponieverordnung 2008 eignet.

1 EINLEITUNG

Laut Deponieverordnung 2008 (DepVO) ist die Ablagerung von Abfällen verboten, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) im Feststoff mehr als fünf Masseprozent beträgt. Ausgenommen sind Abfälle, deren Kohlenstoffgehalt aus elementarem Kohlenstoff, Kohlen- oder Koksanteilen resultiert, sofern es sich nicht um beladene Aktivkohle oder beladenen Aktivkoks handelt, wenn diese Abfälle in einer Deponie für nicht gefährliche Abfälle abgelagert werden (BMLFUW 2008). Durch die Ablagerung organischer Abfallstoffe können durch mikrobiologischen Abbau Säuren entstehen, welche aus deponierten Abfällen Schwermetalle lösen, und diese dadurch in die Umwelt tragen (Marzi et al. 2017). Durch den biologischen Zerfall können erhöhte TOC-Gehalte in deponierten Abfällen zur Bildung von Deponiegasen wie zum Beispiel Methan führen. Diese Gase können durch ihre leichte Entzündbarkeit ein erhöhtes Gefahrenpotential entwickeln und zu einem Brand oder einer Explosion führen. Weiters ist Methan ein Treibhausgas und trägt zum Klimawandel bei (Jezierski 2015). Der elementare Kohlenstoff (EC) ist einem mikrobiologischen Abbau aber nicht zugänglich und hat somit keinen negativen Einfluss auf den Deponiekörper.

Erst seit dem Jahr 2016 gibt es die DIN EN 19539, welche sich mit der Analyse des elementaren Kohlenstoffs beschäftigt. In dieser Methode wird eine temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs in drei Fraktionen beschrieben, den TOC_{400}, den ROC und den TIC_{900}. Dabei soll sich der EC in der ROC-Fraktion wiederfinden. In dieser Arbeit soll die Tauglichkeit dieses temperaturgesteuerten Screeningverfahrens bezüglich der Differenzierung zwischen organischem und elementarem Kohlenstoff evaluiert werden und für die Anwendbarkeit zur Beurteilung des EC laut Deponieverordnung geprüft werden. Es wurden 32 Einzel- und Mischstandards mit bekannten Konzentrationen an TOC, TIC und EC hergestellt und anschließend mit Hilfe des temperaturgesteuerten Screening-Verfahrens nach DIN EN 19539 vermessen (Fischer et al. 2018, Coskuner et al. 2019).

2 DIFFERENZIERUNG ZWISCHEN ORGANISCHEM UND ELEMENTAREM KOHLENSTOFF

2.1 Bestimmung des organischen Kohlenstoffs

Zur Bestimmung des TOC-Gehaltes in Bodenproben und Abfällen wird die ÖNORM EN 15936 (Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mittels trockener Verbrennung) verwendet. Die ÖNORM EN 13137 (Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in Abfall, Schlämmen und Sedimenten) wurde 2019 zurückgezogen, ist aber in der DepVO 2008 zitiert. Bei diesen Verfahren kann der TOC entweder direkt oder indirekt bestimmt werden. Beim indirekten Verfahren wird der TOC als Differenz des gesamten Kohlenstoffs (TC) und des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) bestimmt. Der in einer Probe enthaltene gesamte Kohlenstoff (TC) wird durch Verbrennung bei Temperaturen > 900 °C in sauerstoffhaltiger Atmosphäre in Kohlenstoffdioxid umgewandelt, welches mittels Infrarotspektrometrie erfasst wird. Der TIC wird an einer weiteren Teilprobe durch Ansäuern und Ausblasen des freigesetzten Kohlenstoffdioxids bestimmt. Außerdem kann der in Form von Carbonat vorhandene Kohlenstoff (TIC) nach ISO 10693 oder ÖNORM L 1084 (volumetrisches Verfahren) bestimmt werden.
Beim direkten Verfahren werden die in der Probe vorhandenen Carbonate zuvor entfernt, indem die Probe mit Säure behandelt wird. Das bei der folgenden Verbrennung freigesetzte Kohlenstoffdioxid wird mit Hilfe eines Infrarotspektrometers gemessen und direkt als TOC angegeben.
Bei der Anwendung dieser Normen werden aber der elementare Kohlenstoff, Carbide, Cyanide, Cyanate, Isocyanate, Isothiocyanate und Thiocyanate als organischer Kohlenstoff (TOC) bestimmt. Dies ist im Rahmen der Einhaltung des TOC-Grenzwertes der Deponieverordnung aber insofern problematisch, da der elementare Kohlenstoff zwar gesondert bestimmt und subtrahiert werden darf, jedoch keine Methode zur Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs angeführt wird.

2.2 Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs nach DIN EN 19539

Mit dem Temperaturgradienten-Verfahren sollen sich unter Zuhilfenahme von Verbrennungskennlinien unterschiedliche Bindungsformen des Kohlenstoffs in Böden und bodenähnlichen Materialien differenzieren lassen. Laut den Angaben dieser Norm wird eine differenzierte Bestimmung des Gehalts an organischem Kohlenstoff, der bis 400 °C freigesetzt wird (TOC_{400}), restlichem oxidierbaren Kohlenstoff (ROC) (u. a. Braun-, Stein-, Holzkohle, Ruß) und anorganischem Kohlenstoff, der bis 900 °C freigesetzt wird (TIC_{900}), durchgeführt. Grundlage ist die trockene Verbrennung im Sauerstoffstrom zu CO_2 mittels Temperaturgradienten von 150 °C bis 900 °C in Bodenproben und Abfällen, gegebenenfalls unterstützt durch den Wechsel zwischen oxidativen und nicht-oxidativen Trägergasen.
Der TOC_{400} wird wie folgt definiert: Kohlenstoff bei trockener Verbrennung im Sauerstoffstrom, der im Bereich von 150 °C bis zum 1. Signalminimum bei 400 °C bestimmt wird. Der TOC_{400} entspricht dem Gehalt von organisch-gebundenem Kohlenstoff, der im Hinblick auf das Gefährdungspotential für eine Entsorgung und/oder Wiederverwertung wichtig ist.
Der ROC wird wie folgt definiert: Kohlenstoff bei trockener Verbrennung im Sauerstoffstrom, der zwischen den Signalminima bei 400 °C und bei 600 °C bestimmt wird. Der elementare Kohlenstoff ist laut Definition im ROC enthalten.
Der TIC_{900} wird wie folgt definiert: Kohlenstoff bei trockener Verbrennung im Sauerstoffstrom, der zwischen dem Signalminimum bei 600 °C und dem Endpunkt von 900 °C bestimmt wird.

Es wurden an 32 Einzel- und Mischstandards die Verbrennungskennlinien ermittelt. In Abb. 1 sind die Chromatogramme von einzelnen organischen Verbindungen und EC-Spezies dargestellt. Es zeigt sich, dass eine klare Abgrenzung in einzelne Verbrennungsbereiche nicht immer möglich ist. Außerdem zeigen manche Vertreter der TOC- und EC-Spezies eine sehr ähnliche Verbrennungscharakteristik, wodurch diese nicht voneinander unterscheidbar sind (vgl. Steinkohle (c) und Huminsäure (f)).

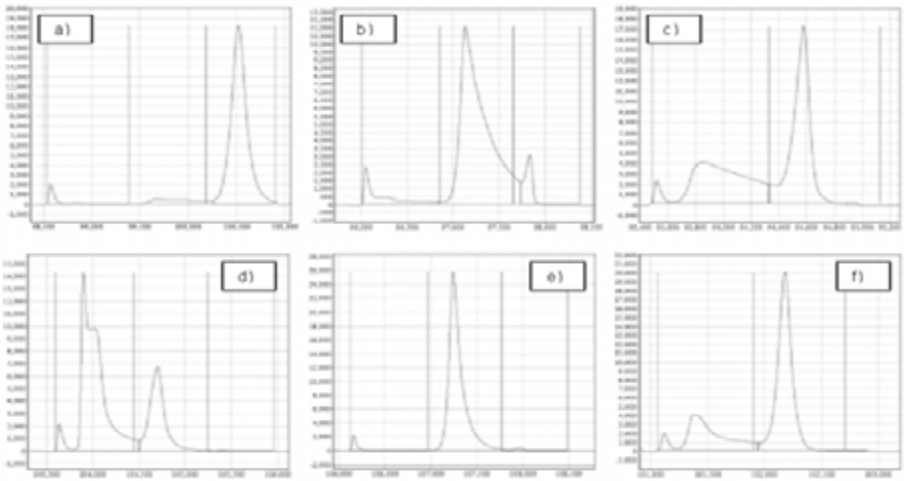


Abb. 1: TOC-Screenings von verschiedenen Einzelsubstanzen. a) Graphit b) Aktivkohle c) Steinkohle d) Cellulose e) Kaliumhydrogenphthalat f) Huminsäure. Graphit verbrennt im TIC bei 900 °C. Aktivkohle und Kaliumhydrogenphthalat, sowie Steinkohle und Huminsäure zeigen sehr ähnliche Spektren, wodurch eine Unterscheidung dieser Substanzen nicht möglich ist.

Die Anwendbarkeit dieser Methode für die österreichische Deponieverordnung scheint schwierig, allein schon aufgrund der Begrifflichkeiten. Während die DepVO von „elementarem Kohlenstoff, Kohle- oder Koksanteilen“ spricht, wird in der DIN EN 19539 lediglich vom „restlich oxidierbaren Kohlenstoff (ROC)“ gesprochen, in dem diese Fraktionen enthalten sein sollen. Es zeigt sich aber auch, dass eine eindeutige Einteilung der Kohlenstoffspezies in die drei Bereiche der DIN EN 19539 nur sehr eingeschränkt möglich ist. Auf der einen Seite verbrennen höherkondensierte Kohlenwasserstoffe erst oberhalb von 400 °C, wodurch sie nicht mehr dem TOC zugeordnet werden. Auf der anderen Seite fallen diese Verbindungen in den Verbrennungsbereich des elementaren Kohlenstoffs, wodurch eine vollständige Differenzierung zwischen dem organischen und elementaren Kohlenstoff laut DepVO nicht mehr möglich ist. Was den elementaren Kohlenstoff anbelangt, so ist dieser über den gesamten Temperaturbereich in allen Fraktionen zu finden und nicht nur einzig im ROC (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Verbrennungsbereiche verschiedener EC-Spezies bei Anwendung der DIN EN 19539.

Kohlenstoff	Verbrennungsbereich
Holzkohle	TOC_{400}
Braunkohle	TOC_{400}
Steinkohle	TOC_{400} und ROC
Aktivkohle	ROC
Graphit	TIC_{900}

Diese Ergebnisse zeigen, dass für die Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs nicht nur der ROC herangezogen werden darf und sich die Kohlenstoffspezies sehr stark überlappen. Daher scheint eine Probenvorbehandlung zur Differenzierung des organischen und elementaren Kohlenstoffs unbedingt notwendig zu sein.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Der ROC nach DIN EN 19539 kann nicht zur Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs laut Deponieverordnung 2008 herangezogen werden, da sich die Verbrennungstemperaturen der verschiedenen Vertreter des EC über den gesamten Bereich vom TOC_{400} bis hin zum TIC_{900} erstrecken. Außerdem verbrennen viele organische Komponenten ebenfalls in ROC, wie z.B. Cellulose, Phthalate oder Huminsäuren. Durch ein reines TOC-Screening lässt sich also keine eindeutige Unterscheidung zwischen dem TOC und EC durchführen. Auch kann mit dieser Methode nur bedingt zwischen Carbonaten und Graphit unterschieden werden. Zur Differenzierung des elementaren Kohlenstoffs bedarf es also weiterer Probenvorbereitungsschritte, z.B. um den organischen Kohlenstoff im Vorfeld aus der Probe zu entfernen. Zwei Verfahren könnten hierfür geeignet sein und sollten auf ihre Anwendbarkeit in Kombination mit der DIN EN 19539 getestet werden: das CTO-Verfahren (chemisch-thermische Oxidation) (Roth 2007, Elmquist et al. 2004) wie auch das bereits vielfach eingesetzte Pyrolyse-Verfahren (Dunsbach 2010).

LITERATUR

Austrian Standards Institute (ASI) (2001) *ÖNORM EN 13137 Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in Abfall, Schlämmen und Sedimenten.*

Austrian Standards Institute (ASI) (2012) *ÖNORM EN 15936 Schlamm, behandelter Bioabfall, Boden und Abfall - Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mittels trockener Verbrennung.*

Austrian Standards Institute (ASI) (2014) *ÖNORM EN ISO 10693 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Carbonatgehaltes - Volumetrisches Verfahren.*

Austrian Standards Institute (ASI) (2016) *ÖNORM L1084 Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von Carbonat unter Berücksichtigung von Luftdruck und Temperatur.*

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) *Verordnung über Deponien (Deponieverordnung 2008).* BGBl. II Nr. 39/2008, Wien.

Coskuner, S., Klinger, T., Maringer, F. (2019) *Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes in Feststoffen.* Diplomarbeit, HBLVA für chemische Industrie, Wien, 2019.

Deutsches Institut für Normung (DIN) (2016) *DIN EN 19539 Untersuchung von Feststoffen – Temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs (TOC400, ROC, TIC900).*

Dunsbach, R. (2010) *Soil Analysis - Determination of different carbon species in soil by high temperature combustion.* AWE International, 2010.

Elmquist, M., Gustafsson, Ö., Andersson, P., (2004) *Quantification of sedimentary black carbon using the chemothermal oxidation method: an evaluation of ex situ pretreatments and standard additions approaches.* Limnology and Oceanography: Methods 2, 2004, 417-427.

Fischer, P., Kainrath, M., Knapp, M. (2018) *Bestimmung von elementarem Kohlenstoff in Feststoffproben.* Diplomarbeit, HBLVA für chemische Industrie, Wien, 2018.

Jezierski, S. (2015) *Sichere Erfassung der verschiedenen Kohlenstoffspezies in Feststoffen - mit richtiger Chemie zu richtigen Ergebnissen.* Österreichische Chemie Zeitschrift, 2015.

Marzi, T., Nowara, N., Bruisten, M. (2017) *Direktmessung zur Differenzierung zwischen abbaubarem organischen Kohlenstoff (AOC) und elementaren Kohlenstoff in Anlehnung an die VGB-Methode.* Erich Schmidt Verlag, 2017.

Roth, P. (2007) *Bestimmung von elementarem Kohlenstoff in Böden und Bodenmaterialien - Identifizierung eines praxistauglichen Analysenverfahrens zur Erfassung verschiedener Kohlenstoff-Fraktionen*. Rheinische Friedrich–Wilhelms–Universität, Bonn, 2007.

Potenziale und Grenzen der Deponiebelüftung

M. Ritzkowski & K. Kuchta
TU Hamburg, Sustainable Resource and Waste Management, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Maßnahmen zur aeroben in situ Stabilisierung von Deponien (Deponiebelüftung) verfolgen das Ziel, die biologischen Ab- und Umbauprozesse im Deponiekörper kontrolliert zu beschleunigen. Die in der Folge reduzierten Methangasemissionen stellen einen Beitrag zum (globalen) Klimaschutz dar, während sich die Verbesserung der Sickerwasserqualität, je nach den örtlichen Gegebenheiten und technischen Einrichtungen, positiv auf den (lokalen) Boden- und Grundwasserzustand oder auf die Dauer und den Umfang der notwendigen Reinigungsaufwendungen auswirkt. Realisierte Treibhausgas- (THG) Reduktionen in Größenordnungen von mehreren Zehntausend Tonnen CO_2-Äquivalente je Standort bestätigen das große Potenzial der Belüftung. Gleichzeitig wird aber auch deutlich, dass die biologischen Prozesse als Triebkraft der Stabilisierung stark von den Milieubedingungen abhängig sind (Beeinflussung z.B. durch steigende Temperaturen). Darüber hinaus limitieren chemisch-physikalische Zusammenhänge den Stoffumsatz in den belüfteten Abfällen, wodurch insbesondere bei sehr großen Deponien teilweise lange Stabilisierungszeiten notwendig werden.

1 EINLEITUNG

Maßnahmen zur aeroben in situ Stabilisierung von Deponien (Deponiebelüftung) verfolgen das Ziel, die biologischen Ab- und Umbauprozesse im Deponiekörper kontrolliert zu beschleunigen. In der Folge kommt es sowohl während der Belüftung als auch nach erfolgter Stabilisierung zu signifikant verringerten Emissionen in Form von Deponiegas und belastetem Sickerwasser. Die Reduzierung der Methangasemissionen leistet einen Beitrag zum (globalen) Klimaschutz, während sich die Verbesserung der Sickerwasserqualität, je nach den örtlichen Gegebenheiten und technischen Installationen, positiv auf den (lokalen) Boden- und Grundwasserzustand oder auf die Dauer und den Umfang der notwendigen Reinigungsaufwendungen auswirkt (Ritzkowski & Stegmann 2010). In Bezug auf die ökologische Nachhaltigkeit von verfüllten Siedlungsabfalldeponien leistet die Belüftung einen wesentlichen Beitrag hinsichtlich der angestrebten Entlassung aus der Nachsorge innerhalb einer Generation.
Aufgrund der skizzierten positiven Auswirkungen der in situ Stabilisierung wurden und werden seit etwa 15 Jahren viele deutsche und europäische Deponien belüftet. In Deutschland etwa werden Investitionen in die Belüftungsinfrastruktur sowie in die notwendigen Voruntersuchungen (Potenzialanalysen) im Rahmen der nationalen Klimaschutzinitiative finanziell gefördert (Butz 2020) und auch in der Schweiz können Projekte zur saugenden Aerobisierung (sog. Übersaugung oder auch passive Belüftung) über die Stiftung KLiK finanzielle Zuschüsse erhalten (Hahm 2017).
Den mittlerweile vielfachen großtechnischen Umsetzungen der in situ Belüftung sind umfangreiche Tests und Untersuchungen im Labormaßstab vorrausgegangen. Diese Untersuchungen dienten i.d.R. dazu, die generelle Leistungsfähigkeit der Methode zu bestimmen (z.B. Umsatzraten der organischen Fraktion in den abgelagerten Abfällen, Luft- bzw. Sauerstoffbedarfe bis zur weitgehenden biologischen Stabilisierung, Abschätzung der Veränderung der Sickerwasserqualität während der Belüftung, etc.) und Anhaltspunkte für die Dimensionierung der Belüftungsinfrastruktur zu erhalten.
Aufgrund der zwischenzeitlich vorliegenden Ergebnisse aus dem Monitoring der großtechnischen Anwendungen zeigt sich nun jedoch, dass einige der früheren Prognosen

hinsichtlich der Belüftungszeiträume, der Veränderung der Sickerwasserqualität oder auch des angestrebten Stabilisierungszustands (z.B. messbar über den Anteil des mobilisierten, biologisch verfügbaren Kohlenstoffs) angepasst werden müssen.

2 KOHLENSTOFFMOBILISIERUNG IN BELÜFTETEN DEPONIEN

Die biologische Stabilisierung einer Siedlungsabfalldeponie ist in wesentlichen Teilen eine Funktion des Umsatzes von organischem Kohlenstoff. Unter aeroben Bedingungen wird der organische Kohlenstoff im Zuge des mikrobiellen Stoffwechsels aus den festen Abfällen in die Gasphase überführt und als Kohlenstoffdioxid in die Umgebung abgegeben. Nur ein vergleichsweise geringer Anteil (< 5 % des gesamten C-Austrags) wird in die flüssige Phase (d.h. in das Sickerwasser) überführt (Ritzkowski & Stegmann 2013). Zusätzlich können auch physikalische Stoffausträge infolge von Elutionen (Auswaschungen) erfolgen, wobei hierfür jedoch große Mengen an Wasser durch den Deponiekörper geleitet werden müssen.

2.1 Kohlenstofffracht und Belüftungsdauer

Aufgrund der o.g. Zusammenhänge wird an dieser Stelle eine Betrachtung der maximal möglichen Kohlenstofffrachten über die Gasphase vorgenommen. Der Stoffumsatz ist hierbei von folgenden Parametern direkt oder indirekt abhängig:

- Sauerstoffdargebot und -verteilung,
- Menge des biologisch abbaubaren, organischen Kohlenstoffs,
- Feuchtegehalt,
- Nährstoffdargebot und
- mögliche Hemmstoffe.

Unter der Annahme optimaler Milieubedingungen und ausreichender Mengen an biologisch abbaubarem, organischem Kohlenstoff in den abgelagerten Abfällen, wird die Kohlenstofffracht zu einer Funktion der verfügbaren Sauerstoffmenge. Bei einer (theoretischen) vollständigen Umsetzung des zugeführten Sauerstoffs könnten so maximal 113 g Kohlenstoff pro m³ Abluft aus der Deponie ausgetragen werden.
Betrachtet man nun eine mittlere und eine große Siedlungsabfalldeponie mit einem Ablagerungsvolumen von 500.000 bzw. 1 Mio. m³ unter den Annahmen einer Abfalldichte von 1 Mg/m³, einem mittleren Feuchtegehalt von 30 %, einem verbleibenden TOC-Gehalt in den Abfallfeststoffen von 10 % sowie einem bioverfügbaren Anteil dieses TOCs in Höhe von 20 %, so lassen sich die in der Tabelle 1 berechneten (theoretischen) Zeiträume bis zum Erreichen einer vollständigen, biologischen Stabilisierung bestimmen. Die der Berechnung zugrundeliegenden Belüftungsvolumina werden hierbei auf der Basis von Erfahrungswerten mit 1.000 bis 3.000 m³/h angenommen.

Tab. 1: Zeitdauer bis zur vollständigen, biologischen Stabilisierung (optimale Bedingungen).

	TOC_{bio}. [Mg C]	C-Fracht [Mg C/a]			Belüftungsdauer [a]		
		1.000 m³/h	*2.000 m³/h*	*3.000 m³/h*	*1.000 m³/h*	*2.000 m³/h*	*3.000 m³/h*
Deponie 1 (0,5 Mio. m³)	7.000	990	1.980	2.970	7	3,5	2,4
Deponie 2 (1 Mio. m³)	14.000	990	1.980	2.970	14	7	4,7

Die Spannbreite der theoretisch notwendigen Belüftungsperioden unter optimalen Randbedingungen verdeutlicht bereits, dass Deponiebelüftungsprojekte unter 3 Jahren Laufzeit nur bei sehr kleinen Ablagerungen bzw. sehr weit fortgeschrittener, biologischer Stabilisierung der Abfälle realisiert werden können.

Darüber hinaus ist jedoch zu berücksichtigen, dass unter realen Bedingungen signifikante Abweichungen zu den o.g. Annahmen auftreten werden. Eine wesentliche Einschränkung hinsichtlich der erreichbaren Kohlenstofffracht ergibt sich aus der nur unvollständigen Umsetzung des zugeführten Sauerstoffs (max. 50 % über die gesamte Dauer der Belüftung). Darüber hinaus sind die folgenden Aspekte zu berücksichtigen: lokale Zonen mit zu niedrigen bzw. zu hohen Feuchtegehalten, Hemmungen des mikrobiologischen Stoffwechsels (z.B. durch hohe Ammoniak-Konzentrationen oder hohe Temperaturen), abnehmenden Mengen an bioverfügbarem Kohlenstoff (Tendenz zu schwerer abbaubaren Verbindungen mit entsprechend längeren Halbwertszeiten) sowie technischen Schwierigkeiten (Betriebsunterbrechungen). In grober Näherung werden die letztgenannten Aspekte mit einer Verlängerung der notwendigen Belüftungsdauer um 20 % abgeschätzt. Insgesamt ergeben sich so die in der nachstehenden Tabelle 2 zusammengestellten, realistischen Kohlenstofffrachten und Belüftungsperioden für die beiden Modelldeponien.

Tab. 2: Zeitdauer bis zur vollständigen, biologischen Stabilisierung (realitätsnahe Bedingungen).

	TOC_{bio}. [Mg C]	C-Fracht [Mg C/a]			Belüftungsdauer [a]		
		1.000 m³/h	*2.000 m³/h*	*3.000 m³/h*	*1.000 m³/h*	*2.000 m³/h*	*3.000 m³/h*
Deponie 1 (0,5 Mio. m³)	7.000	495	990	1.485	17	8,5	5,7
Deponie 2 (1 Mio. m³)	14.000	495	990	1485	34	17	11,3

Aus den Daten in der Tabelle 2 wird deutlich, dass insbesondere für größere Deponien unter realitätsnahen Randbedingungen sehr große Belüftungsvolumina bereitgestellt werden müssen, um die biologische Stabilisierung in überschaubaren Zeiträumen zwischen 10 und 15 Jahren erreichen zu können.

3 DISKUSSION

Die im Kapitel 2 vorgestellten Berechnungen zeigen sehr deutlich, dass realitätsnahe Zeiträume bis zum Erreichen der angestrebten biologischen Stabilität einer Deponie gerade bei größeren Ablagerungsmengen kaum unter einem Jahrzehnt liegen. Grundsätzlich muss daher bei größeren Deponien (> 500.000 m³) mit hohen Belüftungsvolumina gearbeitet werden. Dieses stellt jedoch sowohl technisch als auch ökonomisch eine gewisse Herausforderung dar. Die größeren Luftvolumina müssen aufgrund der oftmals signifikanten Deponiehöhen mit großen Drücken in die abgelagerten Abfälle eingebracht werden. Erfahrungswerte zeigen, dass hierfür konstante positive Drücke von 800 mbar oder auch darüber notwendig sein können. Dieses stellt hohe Anforderungen an die eingesetzten Gebläse. Gleichzeitig steigt der notwendige Energieverbrauch signifikant an, mit entsprechenden Auswirkungen sowohl auf die Betriebskosten als auch auf die Sekundäremissionen.
Bei diesen Betrachtungen dürfen jedoch die signifikanten Potenziale der Deponiebelüftung nicht vernachlässigt werden. So liegen etwa die Zeiträume bis zu einer vergleichbaren biologischen Stabilisierung unter anaeroben Bedingungen um den Faktor 4 bis 8 höher als unter belüfteten Bedingungen. Gleichzeitig wird die Methanbildung während der Belüftung weitestgehend unterdrückt, so dass es nur zu sehr geringen, diffusen Methanemissionen während der Belüftungsdauer kommen kann. Durch den Einsatz geeigneter Technologien zur Abluftbehandlung können diese Emissionen ggf. vollständig vermieden werden.
Große Potenziale bestehen auch hinsichtlich der Verbesserung der Sickerwasserqualität. Während unter anaeroben Deponiebedingungen insbesondere die Konzentrationen an chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) und Ammonium-Stickstoff nur sehr

langsam abnehmen und zumeist über viele Jahrzehnte auf einem behandlungsbedürftigen Niveau (d.h. oberhalb der Grenzwerte für die Direkteinleitung in ein Gewässer) liegen, kann durch die Belüftung eine deutliche Reduzierung der Belastungen erreicht werden.
Bezüglich einer Nachnutzung des Deponiestandortes stellt die Stabilisierung mittels Belüftung oftmals eine notwendige Voraussetzung dar, da hierdurch ein weitgehender Abschluss der Setzungen erreicht werden kann. Ein Ausschluss der langfristig zu erwartenden Setzungen ist insbesondere aus Gründen der mechanischen Stabilität für etwaige Gebäude oder sonstige Konstruktionen auf dem Deponiekörper unabdingbar.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Wenn ältere Siedlungsabfalldeponien einen Zustand erreichen, in dem die energetische Verwertung des Deponiegases ökonomisch nicht mehr vorteilhaft durchgeführt werden kann, kann eine in situ Belüftung zu einer Verringerung der Umweltbelastungen sowie einer Verkürzung der notwendigen Nachsorgedauer beitragen. Das Konzept beruht auf einem kontrollierten und beschleunigten Abbau des (zu diesem Zeitpunkt) noch verbleibenden organischen Kohlenstoffs unter aeroben Bedingungen. Hierdurch lassen sich während der Belüftung und auch darüber hinaus diffuse Emissionen des Treibhausgases Methan weitestgehend vermeiden, gleichzeitig werden die Belastungen des Sickerwassers signifikant reduziert und die Setzungen des Deponiekörpers weitgehend abgeschlossen.
Trotz dieser großen Potenziale müssen jedoch bei der Planung zukünftiger Deponiebelüftungsprojekte auch immer die Grenzen des Verfahrens berücksichtigt werden. Insbesondere kann der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase nur in bestimmtem Ausmaß gesteigert werden. In der Regel wird hierbei die Menge an zugeführter Luft bzw. die Menge an biologisch umgesetztem Sauerstoff die Geschwindigkeit des biologischen Stabilisierungsprozesses limitieren. Eine Erhöhung der Belüftungsmengen führt so auch nur in bestimmten Grenzen zu einer Beschleunigung der Stabilisierung und ist bei sehr hohen Mengen auch mit signifikanten Steigerungen bei den Betriebskosten und den Sekundäremissionen verbunden. Dennoch bleibt die Deponiebelüftung das zurzeit einzige verfügbare Instrument, um Siedlungsabfalldeponien innerhalb überschaubarer Zeiträume biologisch zu stabilisieren und so den Aufwand und die Dauer der Deponienachsorge deutlich zu verkürzen.

LITERATUR

Butz, W. (2020*) Der Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz, neue Fördermöglichkeiten zur optimierten Gaserfassung und Deponiebelüftung über die Nationale Klimaschutzinitiative*. In: Deponietechnik 2020, Hamburger Berichte 50, Stegmann/Rettenberger/Ritzkowski/ Kuchta/Siechau/Heyer (Hrsg.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 47-60, ISBN 978-3-9820061 1-6.

Hahm, M.F. (2017) *Schwachgastechnik vor dem Hintergrund europäischer Entwicklungen*. In: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft (23), Stilllegung und Nachsorge von Deponien 2017, Rettenberger, Stegmann (Hrsg.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 127-134, ISBN 978-3-9817572-5-5.

Ritzkowski, M., Stegmann, R. (2010*) Generating CO2-Credits through landfill in situ aeration*. In: Waste Management 30 (4), 702-706.

Ritzkowski, M., Stegmann, R. (2013*) Landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion*. In: Waste Management 33 (10), 2074-2082.

Strömungscharakterisierung von Gasen bei der In-situ Aerobisierung von Deponien

N. Fricko, C. Brandstätter & J. Fellner
TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im deutschsprachigen Raum ist die In-situ Belüftung eine verbreitete Sanierungsmethode alter Hausmülldeponien. Trotz zahlreicher großtechnischer Anwendungen mangelt es an allgemeingültigen Kriterien zur Beendigung einer solchen Sanierungsmaßnahme. An zwei Deponiesimulationsreaktoren wurde die zeitliche Änderung der Abgaszusammensetzung nach Änderung des zuströmenden Gases (Sprungfunktion von Ar bzw. Ar-O_2-Gemisch) bei variabler Durchflussrate untersucht. Die so ermittelten Gasdurchbruchskurven wurden parametrisiert (mittlere Verweilzeit) und gegenübergestellt. Ein Trend zum Nacheilen der CO_2 Konzentration war zu beobachten, welcher sich mit den Erwartungen hinsichtlich der Anpassung der Mikroorganismen an das Vorhandensein bzw. die Abwesenheit von Sauerstoff deckt. Die vereinfachte Ermittlung der Sauerstoffausnutzung (SOTR) bietet sowohl das Potential für Optimierung bestehender Anlagen als auch die Möglichkeit, eine Aussage über den Fortschritt der Stabilisierung einer Schüttung zu treffen.

1 EINLEITUNG

In-Situ Belüftung alter Hausmülldeponien hat sich - insbesondere im deutschsprachigen Raum - als Sanierungsverfahren weitgehend etabliert (Hrad & Huber-Humer 2017), (Ritzkowski et al. 2016). Trotz der unbestreitbaren Erfolge des Verfahrens (rasche und signifikante Reduktion der Ammoniumbelastung des Sickerwassers sowie Verhinderung von Gasmigration) mangelt es weiterhin an allgemeingültigen und anwendbaren Kriterien zur Beendigung der Sanierungsmaßnahmen - ein Thema das allgemein die Debatte betreffend Nachsorge beherrscht. In Kombination mit anderen Parametern könnte die zeitliche Entwicklung der Sauerstoffausnutzung (SOTR) - welche das Verhältnis aus zugeführtem zu umgesetztem Sauerstoff beschreibt - hier einen Ansatzpunkt bzw. auch Optimierungspotential bieten. Problematisch bleibt die Ausbildung präferierter Strömungswege für Fluide, wodurch es zu einer ungleichförmigen Gas- und Flüssigkeitsverteilung in der Schüttung kommt, die im Feld wesentlich stärker auftritt als im Labormaßstab (Fellner et al. 2009). Sind Bereiche der Schüttung dem Zustrom an Belüftungsgasen entzogen, sinkt die mikrobielle Aktivität und folglich der Abbau. Da hier kaum Einfluss genommen werden kann, muss dieser Tatsache in Prognosemodellen und Bewertungen entsprechend Rechnung getragen werden.

2 GASAUSTAUSCH EINER FESTEN SCHÜTTUNG

2.1 Methodik

Im Zuge des aeroben Betriebs zweier Deponiesimulationsreaktoren (DSR), welche zum Zeitpunkt der Messungen bereits 12-15 Monate belüftet wurden, wurde der zeitliche Verlauf der Sättigung mit bzw. der Verdrängung von Kohlendioxid und Sauerstoff im Abgasstrom nach einer plötzlichen Umstellung des zugeführten Gases (Stufenfunktion) aufgezeichnet. Das Abfallmaterial wurde einer bereits in den 1970ern

geschlossenen Hausmülldeponie entnommen und war zum Zeitpunkt der Versuche wassergesättigt (WG 34 %, Dichte 950kg/m^3); Methanbildung konnte aufgrund der vorangegangenen langen Belüftungsdauer ausgeschlossen werden. Für die kontinuierliche Messung im Abgasstrom kam ein „Carbonoxy“ Sensormodul (Ausgangssignal 4-20mA bei Kalibration auf 21 %$_V$ O_2 und 20 %$_V$ CO_2) in Kombination mit einem MSR255 Datalogger zum Einsatz. Der Zustrom an Belüftungs- bzw. Verdrängergas (Ar-O_2-Gemisch bzw. Ar) wurde im Bereich 0-100ml/min ebenfalls dokumentiert. Folglich kam es zu einer Abfolge von zwei Zyklen: Der Verdrängung des sich aufgrund der Belüftung einstellenden Gasgemisches mit Argon bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustands und der anschließenden Sättigung des Materials mit dem Belüftungsgas (Argon-Sauerstoffmischung). Diese Zyklen wurden mit unterschiedlichen Zuflussraten durchfahren; während eines Zyklus fand keine Sickerwasserrezirkulation statt.

Die so ermittelten Messwerte wurden auf das ausgetauschte Volumen (Summe aus freiem Reaktorvolumen und Porenvolumen) bezogen, anschließend exponentiell geglättet und eine (positive oder negative) Exponentialfunktion der Form

$$y=\alpha\cdot e^{\beta x}+\theta \qquad (1)$$

bzw. in Einzelfällen auch eine lineare Funktion angepasst (Abb. 1-4). Die Parameter der Modellfunktionen (α, β und θ) der Verdrängungsphase sind in Tab. 1 bzw. der Sättigungsphase in Tab. 2 zusammengefasst. Aufgrund der Parametrisierung der Messdaten lässt sich ein der mittleren Verweilzeit direkt proportionales Volumen $\tilde{V}$

$$\tilde{V}=\frac{-\ln(2)}{\beta} \qquad (2)$$

bestimmen. Nach der Durchströmung der Schüttung mit $\tilde{V}$ ist die Konzentration von $\alpha+\theta$ auf $\frac{\alpha}{2}+\theta$ abgeklungen bzw. hat sich auf diesen Wert von θ ausgehend erhöht.

2.2 Porosität des Abfallmaterials

Das für den Gasaustausch im DSR relevante Volumen setzt sich aus dem effektiven Porenvolumen der Abfallschüttung und dem freien Volumen über bzw. unter der Schüttung zusammen. Durch Bestimmung der Verweilzeit der Verdrängungsphase (jene Zeit innerhalb der die Anfangskonzentration auf die Hälfte abgesunken ist) und des durchschnittlichen Volumenstroms wurde ein der Verweilzeit äquivalentes Volumen berechnet. Da dieses jedoch immer kleiner als das freie Reaktorvolumen war, konnte das effektive Porenvolumen nur anhand von Literaturwerten ähnlicher Untersuchungen für Flüssigkeitsströmungen in weitgehend stabilisiertem Material (Fellner et al. 2009), (Rosqvist & Bendz 1999) zu 0,1m^3/m^3 geschätzt werden.

2.3 Messwert- und Modelldaten

2.3.1 Verdrängungsphase

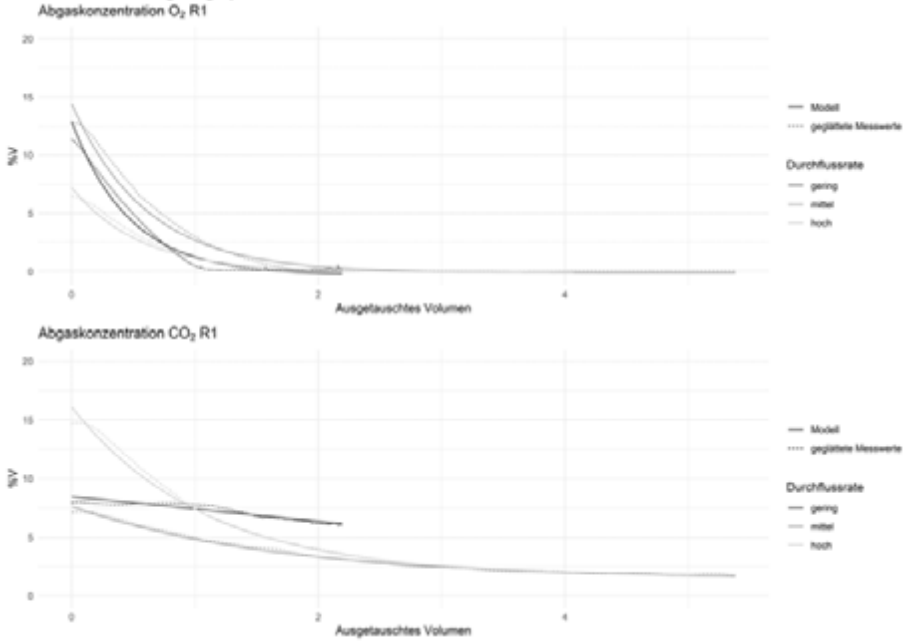


Abb. 1: Verdrängungsphase für Reaktor R1 (Zugabe von rund 100 Vol-% Ar in der Zuluft).

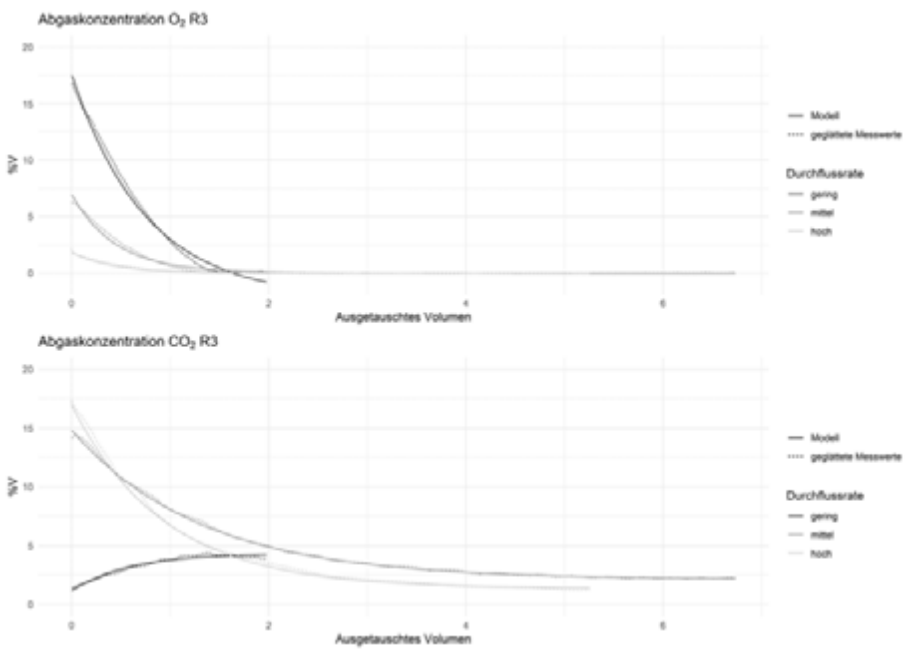


Abb. 2: Verdrängungsphase für Reaktor R3 (Zugabe von rund 100 Vol-% Ar in der Zuluft).

Die Messwertkurven sind für beide Reaktoren (R1 und R3) weitgehend identisch im Verlauf; Unterschiede sind hauptsächlich den unterschiedlichen Anfangskonzentrationen an O_2 und CO_2 geschuldet. Zunächst kann beobachtet werden, dass Sauerstoff nach dem 2-fachen des für den Gasaustausch relevanten Volumens vollständig aus dem System verdrängt wurde - unabhängig von der vorherrschenden Durchflussrate. Weiters stellt sich nach einem deutlich längeren Zeitraum - entsprechend etwa dem 4-fachen des für den Gasaustausch relevanten Volumens - eine stationäre Konzentration an Kohlendioxid ein.

Tab. 1: Modellparameter Verdrängungsphase.

Reaktor	Gas	Durch-flussrate	Mess-wert	Funktions-typ	α(k)	β(d)	θ	V
R1	Ar	gering	O_2	pos	13,2298	-2,1356	-0,3329	0,3246
R1	Ar	gering	CO_2	lin	-1,0510	8,4700	-	-
R1	Ar	mittel	O_2	pos	14,5365	-1,6514	-0,1129	0,4197
R1	Ar	mittel	CO_2	pos	6,1586	-0,6039	1,4782	1,1478
R1	Ar	hoch	O_2	pos	7,2944	-1,7982	-0,0824	0,3855
R1	Ar	hoch	CO_2	pos	14,4978	-0,9163	1,6013	0,7565
R3	Ar	gering	O_2	pos	19,8650	-1,3340	-2,2610	0,5196
R3	Ar	gering	CO_2	neg	-3,1880	-1,7310	4,3430	0,4004
R3	Ar	mittel	O_2	pos	6,9708	-2,2298	-0,0161	0,3109
R3	Ar	mittel	CO_2	pos	12,7005	-0,7593	2,1250	0,9129
R3	Ar	hoch	O_2	pos	1,8296	-2,5065	-0,0073	0,2765
R3	Ar	hoch	CO_2	pos	15,6140	-1,0660	1,3510	0,6502

Die mittleren Verweilzeiten ausgedrückt als ausgetauschtes Volumen $\tilde{V}$ bestätigen die Beobachtungen der Messwertkurven. Die mittleren Verweilzeiten für Sauerstoff liegen bei beiden Reaktoren im Bereich 0,25-0,5 des relevanten Volumens; eine Abhängigkeit von der Durchflussrate scheint nur gering ausgeprägt. Dem gegenüber ist die „scheinbare“ Verweilzeit von Kohlendioxid deutlich erhöht (0,7-1,1) und zwischen Durchflussrate und mittlerer Verweilzeit zeichnet sich hier ein stärker ausgeprägter, inverser Zusammenhang ab.

2.3.2 Sättigungsphase

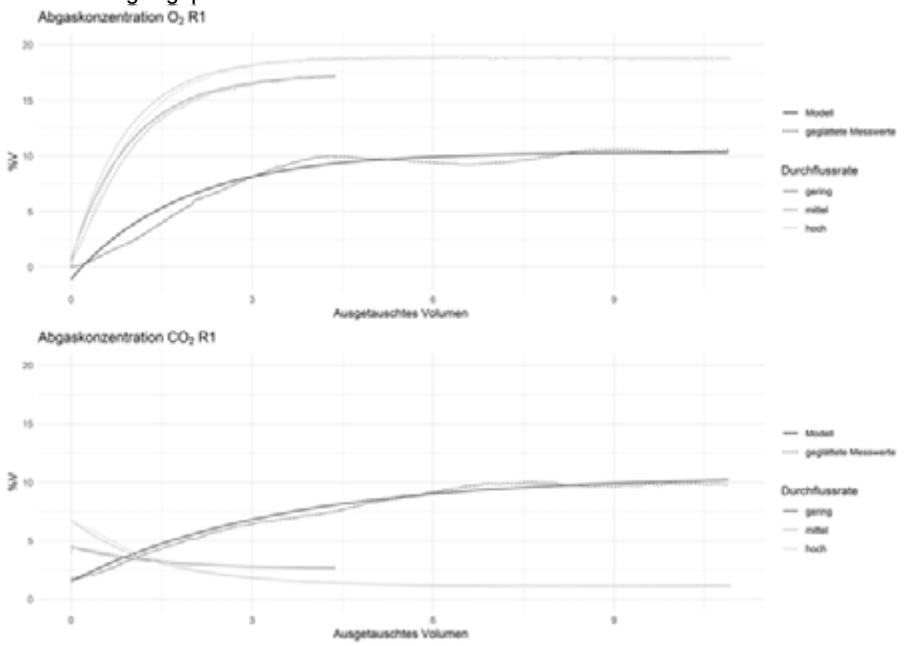


Abb. 3: Sättigungsphase für Reaktor R1 (Änderung der Zuluft auf Ar (79 Vol %) und O_2 Gemisch (21 Vol-%)).

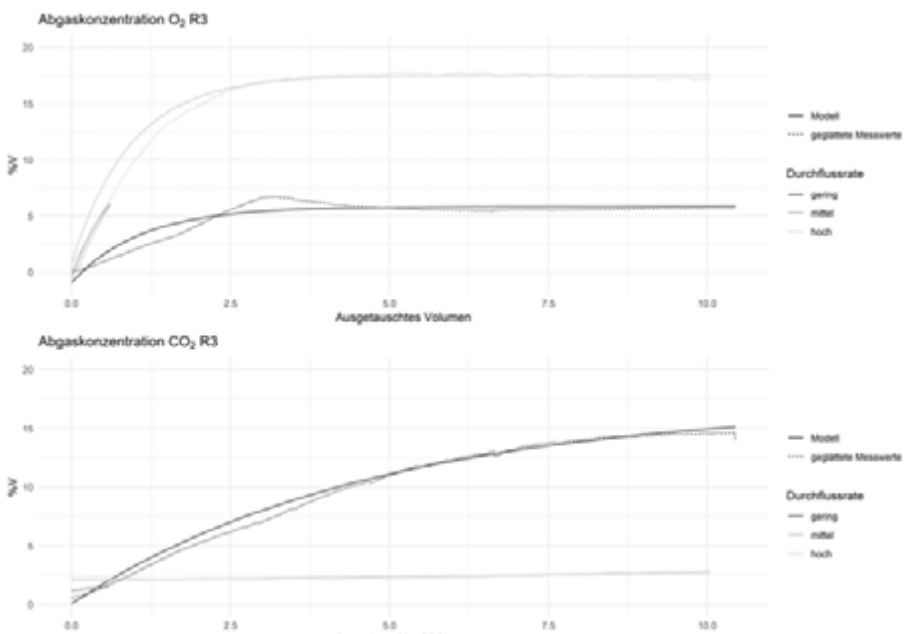


Abb. 4: Sättigungsphase für Reaktor R3 (Änderung der Zuluft auf Ar (79 Vol-%) und O2 Gemisch (21 Vol-%)).

Auch für die Sättigungsphase ähneln die Messwertkurven der Reaktoren einander stark; allerdings benötigt die Sättigung mit Sauerstoff etwa das 2,5 bis 3-fache des relevanten Volumens, um einen Gleichgewichtszustand zu erreichen. Kohlendioxid wird bei höheren Durchflussraten ausgespült (Bildungsrate gleich oder geringer als Durchflussrate) während bei geringer Durchflussrate die Konzentration stark ansteigt und erst ab dem 8-fachen des relevanten Volumens ein Gleichgewichtszustand erkennbar wird.

Tab. 2: Modellparameter Sättigungsphase

Reaktor	Gas	Durchfluss-rate	Mess-wert	Funktions-typ	α(k)	β(d)	θ	V
R1	Ar/O_2	gering	O_2	neg	-11,4048	-0,5469	10,3513	1,2674
R1	Ar/O_2	gering	CO_2	neg	-9,0522	-0,2922	10,5805	2,3722
R1	Ar/O_2	mittel	O_2	neg	-16,6360	-1,0280	17,3340	0,6743
R1	Ar/O_2	mittel	CO_2	pos	1,8858	-0,7738	2,6043	0,8958
R1	Ar/O_2	hoch	O_2	neg	-18,3990	-1,1140	18,8310	0,6222
R1	Ar/O_2	hoch	CO_2	pos	5,6100	-0,7190	1,1570	0,9640
R3	Ar/O_2	gering	O_2	neg	-6,7575	-0,9282	5,8183	0,7468
R3	Ar/O_2	gering	CO_2	neg	-16,9260	-0,2115	17,0086	3,2773
R3	Ar/O_2	mittel	O_2	neg	-11,0770	-1,5020	10,5720	0,4615
R3	Ar/O_2	mittel	CO_2	lin	0,6067	1,2159	-	-
R3	Ar/O_2	hoch	O_2	neg	-16,7020	-1,0780	17,5300	0,6430
R3	Ar/O_2	hoch	CO_2	lin	0,0671	2,0555	-	-

Die für die Messwertkurven beschriebenen Zusammenhänge sind auch aus den mittleren Verweilzeiten in Tab. 2 ersichtlich - diese sind für CO_2 unabhängig vom Durchfluss immer deutlich höher. Auffällig ist in dieser Hinsicht die geringe Durchströmung; die Verweilzeit beträgt das 2 bis 3-fache der Verweilzeit für O_2.
Die generell trägere Reaktion von Kohlendioxid auf die anaerob-aerob Umstellung könnte mit der notwendigen Stoffwechselumstellung fakultativ anaerober Bakterien und Pilze zusammenhängen, während das Nacheilen der Kohlendioxidkonzentration bei der vice versa Umstellung wahrscheinlich auf das langsame Wachstum der Anaerobier zurückzuführen ist.

2.4 Abgeleitete Parameter

2.4.1 Anaerober Grundumsatz

Im Stationärzustand der Verdrängungsphase stellt sich eine konstante CO_2-Konzentration am Ausgang ein. Unter Einbeziehung der letzten 100 Messpunkte und einer durchschnittlichen Durchflussrate wurde der Umsatz an g Kohlenstoff pro Tag errechnet (Tab. 3). Bei steigender Durchströmung nimmt auch der detektierte Umsatz an Kohlenstoff zu. Einerseits wäre denkbar, dass aufgrund des erhöhten Durchflusses das Gleichgewicht der CO_2-Produktion auf die Produktseite verschoben wird und es zu einer tatsächlichen Erhöhung des Umsatzes kommt (Prinzip des kleinsten Zwanges). Wahrscheinlicher ist, dass die erhöhte Durchströmung mehr CO_2 austrägt, welches bei geringeren Durchflussraten absinkt und sich in Reaktorbodennähe anreichert.

Tab. 3: Anaerober Grundumsatz.

Durchflussrate	R1 g C/Tag	R3 g C/Tag
gering	0,3700	0,3762
mittel	0,4419	0,3949
hoch	0,7675	0,6151

2.4.2 Sauerstoffausnutzung SOTR

Zur Beschreibung und Optimierung begaster Rührkesselreaktoren (wie etwa in der Abwasserreinigung) wird häufig die sogenannte Sauerstoffausnutzung SOTR herangezogen - welche durch die Sauerstoffaufnahme (OUR) bezogen auf die Sauerstoffzufuhr (OTR) berechnet wird. OTR hängt dabei maßgeblich vom k_LA-Wert (Zlokarnik 1999) ab, der die Stoffaustauschfläche A und prozessspezifische Parameter zusammenfasst. In Analogie zum Stoffaustausch durch Diffusion zwischen zwei fluiden Grenzschichten müsste zur korrekten Definition der Sauerstoffausnutzung für die In-Situ Belüftung die Adsorption des Belüftungsgases an der Oberfläche der Schüttung betrachtet werden. Als vereinfachte Näherung wird davon ausgegangen, dass die Konzentrationsdifferenz an Sauerstoff des stationären Systems zur mikrobiellen Umsetzung zur Verfügung steht (OTR) und die gemessene Konzentration an CO_2 vollständig aus aerober Umsetzung stammt (OUR). Wie für die Ermittlung des anaeroben Grundumsatzes, wurden die durchschnittliche Durchflussrate und die letzten 100 Messpunkte berücksichtigt und zu Tab. 4 zusammengefasst.

Tab. 4: Vereinfachte SOTR und stationärer aerober Kohlenstoffaustrag.

Reaktor	Durchfluss-rate	$\%_V$ CO_2	$\%_V$ O_2	$\dot{V}$ in l/h	$\dot{V}_{CO2}$ in l/h	$\dot{V}_{O2}$ in l/h	SOTR	Austrag g C/Tag
R1	gering	9,647	10,679	0,900	0,087	0,096	0,935	1,117
R1	mittel	2,710	17,257	3,331	0,090	0,575	0,724	1,161
R1	hoch	1,282	18,642	3,897	0,050	0,726	0,544	0,642
R3	gering	14,167	6,260	0,767	0,109	0,048	0,961	1,397
R3	mittel*	1,287	17,309	1,684	0,022	0,292	0,349	0,279
R3	hoch	2,946	17,231	3,397	0,100	0,585	0,782	1,287

*R3 mittel: keine Ausbildung eines Stationärzustands, nicht aussagekräftig.

Wenig überraschend liegen die Werte für den stationären aeroben Austrag ungefähr doppelt so hoch die des anaeroben Grundumsatzes. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass der Austrag für alle Durchflussraten in etwa gleich ist - folglich ist auch bei geringer Durchströmung Sauerstoff für den mikrobiellen Umsatz von weitgehend abgebautem Substrat nicht limitierend. SOTR hingegen sinkt deutlich mit zunehmender Durchflussrate - und damit auch die Effizienz der Belüftung. Langfristig wäre auch bei geringen Durchflussraten ein Absinken von SOTR zu erwarten.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Entgegen den Erwartungen folgen die Durchbruchskurven keinem logistischen Wachstum, wie es dem Verweilzeitmodell der Durchströmung einer festen Schüttung bei Aufgabe einer Stufenfunktion am Eingang entspräche. Folglich gibt es innerhalb der Schüttung präferierte Strömungspfade, welche das Auftreten eines Ausgangssignals nahezu ohne zeitliche Verzögerung ermöglichen. Ein Vergleich zwischen Gas- und Flüssigkeitsströmungen durch Anwendung des BIM-Models von (Rosqvist & Destouni 2000) könnte Aufschluss über die Signifikanz des jeweiligen Transportmodells und den Anteil der präferierten Strömungspfade geben.

Die Messungen sind in allen Konfigurationen signifikant von den vorhandenen Anfangskonzentrationen der Messgrößen CO_2 und O_2 abhängig, welche nicht nachträglich mathematisch behoben werden kann. Es erscheint daher angeraten, in zukünftigen Messungen eine standardisierte Abfolge der Zyklen festzulegen.

Da mit zunehmender Dauer der Belüftung die Reaktivität des Abfallmaterials sinkt und sich die Korngrößenverteilung ändert, ist von einer zeitlichen Änderung der Durchbruchskurven auszugehen. In Verbindung mit der Sauerstoffausnutzung könnten Durchbruchskurven herangezogen werden, um die Stabilisierung der Abfall-

schüttung und dementsprechend den Erfolg der Sanierungsmaßnahme zu bewerten.

LITERATUR

Fellner, J., Döberl, G., Allgaier, G., & Brunner, P. H. (2009). Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. Waste Management(29), S. 1844-1851.

Hrad, M., & Huber-Humer, M. (2017). Performance and completion assessment of an in-situ aerated municipal solid waste landfill – Final scientific documentation of an Austrian case study. Waste Management(63), S. 397-409.

Ritzkowski, M., Walker, B., Kuchta, K., Raga, R., & Stegmann, R. (2016). Aeration of the teuftal landfill: Field scale concept and lab scale simulation. Waste Management(55), S. 99-107.

Rosqvist, H., & Bendz, D. (1999). An experimental evaluation of the solute transport volume in biodegraded municipal solid waste. Hydrology and Earth System Sciences(3), S. 429-438.

Rosqvist, H., & Destouni, G. (2000). Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. Journal of Contaminant Hydrology(46), S. 39-60.

Staub, M., Galietti, B., Oxarango, L., Khire, M. V., & Gourc, J. P. (2009). Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale tests. Third International Workshop "Hyrdo-Physico-Mechanics of Landfills". Braunschweig.

Stoltz, G., Gourc, J. P., & Oxarango, L. (2010). Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW. Waste Management(30), S. 1439-1449.

Zlokarnik, M. (1999). Rührtechnik: Theorie und Praxis. Berlin: Springer Verlag.

The new Waste Framework Directive and its impact on textile waste

A. Bartl & W. Ipsmiller
TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

ABSTRACT: In the course of implementing the circular economy package of the European Union, the Waste Framework Directive was amended recently. Textiles are no longer the poor relation of waste management but have come to the fore. The new Waste Framework Directive clearly defines textiles as part of municipal waste, encourages the Member States to promote re-use and repair of textiles and stipulates a separate collection of end-of-life textiles by 2025. In view of the large environmental impact of the textile sector, this recent development has to be welcomed. However, still, some points are not clearly defined. There is no precise definition of what is meant by textiles for the purposes of the WFD. Even if a separate collection of textiles will be mandatory, the details need to be defined such as targets for collection, recycling or recycled content.

1 INTRODUCTION

In May 2018, the Waste Framework Directive 2008/98/EC (EC 2008) was amended by the adoption of Directive (EU) 2018/851 (EC 2018). This directive must have been transposed into national law by 5 July 2020. The amended Waste Framework Directive contains numerous amendments and supplements which should move European waste management towards a circular economy. While textiles did not play a role in the WFD until now, this has changed with the recent amendment. In the following, the changes relevant to textiles are presented and it is discussed whether the stipulations are useful and what effects this could have on the management of textiles.

2 THE AMENDED WASTE FRAMEWORK DIRECTIVE

2.1 Textiles are part of municipal waste

Article 3/(a) 2b. of the WFD is amended as follows:

> *"municipal waste" means:*
> *(a) mixed waste and separately collected waste from households, including paper and cardboard, glass, metals, plastics, bio-waste, wood, textiles, packaging, waste electrical and electronic equipment, waste batteries and accumulators, and bulky waste, including mattresses and furniture;*

Unlike in the past, it is now clearly defined that textiles are part of municipal waste. All rules and regulations that are currently applicable or will be applicable in the future to municipal waste therefore also will apply to end-of-life textiles. In this context, for example, appropriate recycling of textiles can also help to achieve recycling rates for municipal waste.
However, the new directive does not further define what exactly is meant by textiles. Frequently the terms TGLF (Textile, Garment, Leather and Footwear) or TCLF (Textile, Clothing, Leather and Footwear) are used in the sector. This definition is very

broad as leather (and shoes made thereof) does not contain (textile) fibers and, in particular, recycling will require totally different technologies than apparel.

Tab. 1: Main groups of textiles.

Category	Definition / examples
Clothing	Outerwear and underwear
House and home textiles	Curtains, drapes, wallpapers, upholstery fabrics, carpets and floor coverings
Technical textiles	Technical textiles are textile products manufactured for non-aesthetic purposes, where the function is the primary criterion (Schuster 2014)

In principle, textiles can be divided into three groups, as shown in Table 1. The definition of technical textiles (Table 1) seems quite clear and it could be concluded from this that all other products going beyond “clothing” and “house and home textiles” could be classified as “technical textiles”. However, the field of applications of technical textiles is very broad and fragmented as shown in Table 3. Some categories of the technical textiles such as “Clothtech” and “Hometech” might show some overlapping with conventional “clothing” and “house and home textiles”. The European Economic and Social Committee (Butaud-Stubbs 2013) has a similar definition (Table 2) and is also aware that certain items might meet both criteria.

Tab. 2: Definition of technical textiles according to The European Economic and Social Committee (Butaud-Stubbs 2013).

Technical textiles are defined as textiles, fibers, materials and support materials meeting technical rather than aesthetic criteria, even if, for certain markets like work wear or sports equipment, both types of criteria are met.

It is important that textiles are now considered a part of municipal waste, but the EU should unambiguously define which textiles are meant by the directive. In many cases, technical textiles will not be disposed of by households but rather by industry and commerce. However, technical textiles that are quite similar to clothing and house and home textiles such as “Clothtech” and “Hometech” are feasible for the same recycling routes and it would make sense to define them as textiles for the purposes of the amended WFD. In contrast, technical textiles like “Medtech” or “Mobiltech” should not be considered as textile for the purposes of the amended WFD. It should also be defined whether leather and/or leather shoes should count as textiles for the purposes of the amended WFD. Only a clear and unambiguous definition of the term textile across the EU can prevent different interpretations. However, uncertainty about which items are exactly covered by the term textile will prevent a level playing field in the sector.

Tab. 3: Categories of technical textiles (Schuster 2014, McCarthy 2016).

Term	Category	Definition / examples
Agrotech	Agricultural textiles	Gardening and landscaping, agriculture and forestry, animal husbandry
Buildtech	Construction textiles	Membrane, lightweight and solid construction, engineering and industrial construction, temporary construction, interior finishing, earth, water and traffic route construction, e.g. textile reinforced concrete
Clothtech	Clothing textiles	Clothing, shoes
Hometech	Domestic textiles	Furniture, upholstery and interior decoration, carpets, floor coverings
Geotech	Geotextiles	Civil engineering, road construction, dam construction, landfill construction, mining, e.g. protective nets for mining, scaffolding and against rock fall, wind, hail; textiles as erosion, bank, slope and flood protection
Indutech	Industrial textiles	Filtration, cleaning, mechanical engineering, chemical industry, electrical industry, e.g. composite materials, V-belts, conveyor belts, grinding wheels
Medtech	health and hygiene textiles	Medicine, hygiene, e.g. underwear, clothing, bandages, blood vessels, dialysis, implants, surgical sutures
Mobiltech	Textiles used in transport; automotive and aerospace	Bicycle, motorcycle, car, train, bus, ship, vehicles for aviation and space travel, hot-air balloons, airships, kites, e.g. airbag, seat belts, seat covers, upholstery materials, headliner, carpet, door trim, tire cord, tarpaulin materials, tooth and V-belts, hoses, clutch and brake linings, insulating materials, composite materials, armoring of automobiles
Oekotech or Ecotech	Ecological protection textiles	Environmental protection, recycling, disposal
Packtech	Packaging textiles	Packaging products, e.g. reinforcements, cords, tapes
Protech	Protective textiles	Personal and property protection, e.g. heat and cold protection, water protection, bulletproof vests, high-visibility vests, sound insulation, building protection
Sporttech	Sports textiles	Sports and leisure, e.g. functional sportswear, sports equipment, textile membrane for surfing, sailing, hang gliding, surfboards

2.2 Re-use

The amendment to Article 9 also concerns textiles, as point 1(d) states:

> *[…] encourage the re-use of products and the setting up of systems promoting repair and re-use activities, including in particular for electrical and electronic equipment, textiles and furniture, as well as packaging and construction materials and products*

Furthermore, in March 2020 the Commission released the so-called Circular Economy Action Plan (EC 2020) where chapter 3.5 is dedicated to textiles. Again, the importance of re-use is stressed.

> *[…] boosting the sorting, re-use and recycling of textiles, including through innovation, encouraging industrial applications and regulatory measures such as extended producer responsibility.*

The promotion of re-use through appropriate measures is to be applied definitively to textiles through the amendment of the WFD. The current collection schemes for end-of-life textiles, some of which are run by charitable organizations, are already aimed at re-use, i.e. second-hand clothing. However, it is also common practice that the majority of the collected and re-usable clothing is exported. It is to be hoped that in the future more end-of-life textiles will be re-used in the European Union itself. At present, damaged clothing is almost impossible to repair because of the excessive labor costs involved.
In this area, too, there is great potential to curb the rapidly increasing consumption of textiles. Even though this measure is very welcome from an ecological point of view, it must be noted that no concrete targets have been formulated. It remains to be seen whether the measures set by the directive will actually lead to a significant increase in the repair of used textiles and their re-use within the EU.
The Circular Economy Action Plan (EC 2020) definitely mentions extended producer responsibility (EPR) as feasible action to promote re-use. However, EPR schemes are already realized in the field of packaging or electrical and electronic equipment but the success is modest. The EU Commission concluded in 2017 that *re-use and preparation for re-use are not well developed at EU level* as only 2 % of collected WEEE entered re-use and preparation for re-use (EC 2017).
It is clear that EPR alone is not a magic bullet. It must be ensured that the revenue from EPR goes to those bodies that focus on (preparation for) re-use. Manufacturers and retailers are naturally interested in the sale of new goods and therefore usually have little interest in re-use. It must also be taken into account that in some EU countries the collection and sorting of used textiles are currently organized by charitable organizations. Consumers are certainly more inclined to participate in the separate collection if they feel that their "clothing donations" will benefit those in need.

2.3 Separate collection

The most significant changes concerning textiles are made in Article 11, under paragraphs 1 and 6, and include, inter alia, the following amendments or additions.

> *[…] Member States shall set up separate collection at least for paper, metal, plastic and glass, and, by 1 January 2025, for textiles.*
> *[…] By 31 December 2024, the Commission shall consider the setting of preparing for re-use and recycling targets for construction and demolition waste and its material-specific fractions, textile waste, commercial waste, non-hazardous industrial waste and other waste streams, as well as preparing for re-use targets for municipal waste and recycling targets for municipal bio-waste. To that end, the Commission shall submit a report to the European Parliament and to the Council, accompanied, if appropriate, by a legislative proposal.*

It is therefore foreseeable that separate collection, which has hitherto been voluntary, will become mandatory by 1 January 2025 at the latest. No quotas have yet been set, but these must be set by 31 December 2024 at the latest. It is not yet clear what kind of quotas will be applied to end-of-life textiles. On the one hand, quotas could be defined for preparation for re-use and recycling, as is the case with municipal waste or packaging waste. In principle, however, minimum quotas could also be defined for a recycling proportion in new textiles.
Even if it is not yet clear what the objectives of separate collection for used textiles will be in detail, this will, in any case, have a massive impact on collection. Currently, in some EU countries, the collection is carried out by charitable organizations. The collection and sorting are financed by the sale of second-hand clothing. The textile collectors, therefore, instruct consumers to throw only clean and undamaged clothing

into the collection containers. It can be assumed that the EU's targets will require considerably higher collection rates. It will therefore also be necessary to collect dirty or damaged clothing, fabric remnants or rags in the future. As a consequence, the proportion of non-reusable clothing will increase and the importance of recycling will grow. On the one hand, this will make it necessary to find other ways of financing the textile collection, such as EPR as already mentioned in the Circular Economy Action Plan (EC 2020).

2.4 Recycling rate

An indirect impact of the Waste Framework Directive on waste textiles can also be seen in the rates of preparation for re-use and recycling of municipal waste as shown in Table 4.

Tab. 4: Minimum targets for re-use and recycling of municipal waste stipulated by the amended WFD (EC 2018).

Year	Preparing for re-use and recycling of municipal waste
2025	55 %
2030	60 %
2035	65 %

Since, as already mentioned, end-of-life textiles are defined as part of municipal waste, re-use or recycling of this material flow can help to achieve these quite ambitious targets. It can be assumed that this will boost research and development in recycling technologies for end-of-life textiles.

3 SUMMARY AND CONCLUSIONS

Directive (EU) 2018/851 will have a major impact on waste management in the EU. In particular, the significant increase in recycling rates for municipal waste will require innovations and new technologies. However, the directive will also have a massive impact on textiles. Until now, there have been no collection, reuse and recovery targets for textiles. This will change in the coming years. Even though it is not yet clear what the future rules for dealing with used textiles will be, it will be necessary to install new and more efficient collection systems, to question the export of second-hand clothing to developing countries and to develop innovative recycling systems.
For economic reasons, today most sorting of end-of-life textiles is carried out by specialized companies abroad (Wagner 2017). In order to keep transport distances short and to keep the textiles in the region, the Commission should encourage local sorting on the spot. However, not only sorting on site should be promoted but also conditions should be created which favor an increased re-use of second-hand clothing in the region. Suitable measures to achieve this would include subsidizing sorting through EPR fees, tax relief on labor costs (to repair end-of-life clothes) or an increase in consumer awareness.

REFERENCES

Butaud-Stubbs E. (2013) Technical textiles, European Economic and Social Committee, CCMI/105-EESC-2012-1966, Brussels, 17 April 2013.

European Commission EC (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives, Strasbourg, 19 November 2008.

European Commission EC (2017) REPORT FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL on the re-examination of the WEEE recovery targets, on the possible setting of separate targets for WEEE to be prepared for re-use and on the re-

examination of the method for the calculation of the recovery targets set out in Article 11(6) of Directive 2012/19/EU on WEEE, COM(2017) 173 final, Brussels, 18 April 2017.
European Commission EC (2018) Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste, Strasbourg, 30 May 2018.
European Commission EC (2020) COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe, COM/2020/98 final, Brussels, 11.3.2020.
McCarthy, B.J. (2016) An overview of the technical textiles sector, in: Handbook of technical Textiles, Volume 1: Technical Textile Processes, Horrocks, A.R., Anand, S.C. (eds.), Woodhead Publishing, Elsevier.
Schuster, P. (2014) Technische Textilien, in: Textile Fertigungsverfahren, Eine Einführung, Thomas Gries, Dieter Veit, Burkhard Wulfhorst (eds.), Carl Hanser Verlag, München, pp 311-343.
Wagner, M. (2017) Untersuchung der Flüsse und Lager von Textilien in Österreich, Master Thesis, University of Natural Resources and Life Sciences.

State-of-the-art and future perspectives in textile recycling

W. Ipsmiller & A. Bartl
TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

ABSTRACT: The shift in purpose of textiles from a mere need towards fashion goods has led to an increasing amount of end-of-life textile items. Where separate collection is in place, one-half of the gathered items are shipped abroad. 1/5th of the other part is reused for cleaning and up to 10 % are incinerated or disposed of. For the remaining fraction, three main recycling routes are used to 1) reclaim individual fibres, 2) melt or dissolve the fibre polymer, or 3) depolymerise textiles and use the monomers. The maturing of new techniques, such as bio-catalysis, pushes the limits and sequential processes are suggested for multi-material textile recycling. However, separate collection and sorting are essential, yet not in place largely. The pressure on textile waste management for suitable treatment is high, let alone recent legal trends.

1 INTRODUCTION

The significance of textiles has changed massively in recent decades. Until the period of industrialisation, garments were mainly animal-wool- and plant-fibre-based. In the early to mid-20th century, cotton emerged to the main material type used. Starting with the introduction of polymer chemistry, synthetic materials became technically accessible and ever since the implementation of the technologies for their use in fibre production, an enormous boost in production figures is observed. Developments in production techniques also facilitated the design of multi-material blends. Today, the blending of materials within textiles is an asset in the design of protective clothing and various technical applications, but material mixes and blends also found their way into retail trade. Not least based on marketing strategies, apparel is changing from expensive and durable products to cheap throwaway items, with the consumption constantly increasing, while the items' useful life is decreasing. The rise in end-of-life items is thus putting pressure on waste management to develop suitable recycling processes. Still, in the textile sector, waste prevention claimed by policy seems to be a pious wish.

2 STATUS QUO

2.1 Textile value chain

Textile production is rather extensive and resource consuming. Fibres are the main components and processed in a multi-stage processing chain into yarns and fabrics that are then dyed and finished, before the textile end products are manufactured. The importance of the textile sector is obvious when the annual global fibre production value of 100 Million t is considered (CIRFS 2017). The production of clothing is linked to an extensive use of agricultural chemicals (esp. cotton) and a considerable energy take-up, requiring at least between 200 and 300 GJ/t (Woolridge et al. 2006) and for example, the clothing industry is accountable for approximately 20% of industrial wastewater pollution (Ellen MacArthur Foundation 2017). Concerning apparel, low-cost production has fuelled consumption (Ekström & Salomonson 2014), while the useful life of textile items has been decreasing dramatically. For Germany, a usage of clothing of just about 1 – 3 years on average is shown, while a reduction of the mean useful life of approximately 35 % was experienced from 1998 – 2005 (Korolkow 2015).

Clothing is transmuting into a matter of fashion rather than a need, where new business models such as fast fashion (Bianchi & Birtwistle 2012) are additional contributory factors. Albeit quality reduction, by the shorter life span, many items are in good condition after the original owner no longer uses them. This created a completely new market resulting in one-directional streams of second-hand apparel from industrialised to developing countries, in fact dominating local textile markets (Hansen 2004).

2.2 Collection and sorting of end-of-life textiles

The individual processing steps within textile production are spread all over the world, located primarily in low-wage countries. Frequently, material composition or declaration cannot directly be influenced. Hence, separate collection and subsequent sorting are prerequisites for textile recycling.

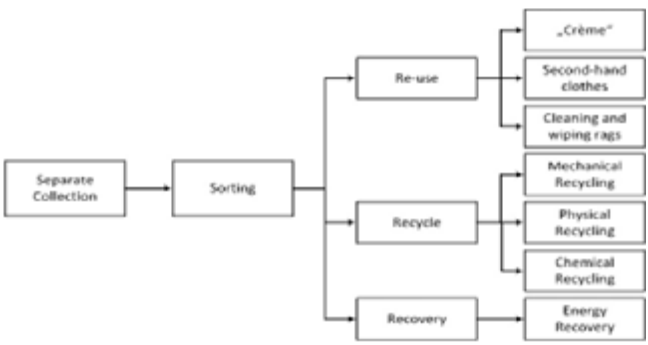


Fig. 1: Standard textile waste processing scheme for items from separate collection.

Even though the collection of used textiles is not mandatory in Europe at present, collection rates can reach 75 % (in Germany, Korolkow 2015). Yet, other countries or urban regions with high waste management standards have relatively low collection rates, such as Vienna, to state one example, with just above 20 % separately collected by charitable organisations and the rest being incinerated with residual waste (BMLRT 2018; Stadt Wien 2017). In addition, any contamination with other waste makes high-quality reuse impossible and it is reported for Germany that 50 % by average of items from separate collection are unfeasible for reuse (Korolkow 2015).
Typically, these circumstances lead to a sequence of separate collection, sorting and re-use / recycling options, where each path is more or less feasible from an economic and technical point of view, depending on the number of contained materials, statutory requirements and origin of the garment. A basic principle is sketched in Fig. 1.

2.3 Reuse

Around 50 % of the collected goods can be used as second-hand clothing (Korolkow 2015), with only a small proportion being marketable in industrialised countries (Allwood et al. 2006), so-called “Crème”. The majority is exported to emerging and developing countries (Hawley 2006), while the whereabouts of second-hand clothing in recipient countries abroad is largely unknown, creating problems of its own.
Another 20 % of collected items, comprising suitable hydrophilic or absorbent materials (DIN 2005), are used as disposable cleaning and wiping rags (CWR) after comminution into a feasible size of approx. 20 x 30 cm² and removal of buttons, zippers or similar non-fibrous components. However, the subsequent step is incineration; thus, it should not be considered a favourable option from a sustainability point of view.

2.4 Recycling

2.4.1 Mechanical recycling (material recycling on fibre/fabric level)

Textiles are converted back into fibres in special machinery. These consist of rotating drums equipped with hardened metal pins, supporting and carrier rollers, where fibres are loosened and separated (e.g. Laroche 2019) and are made ready for a secondary spinning process to re-produce yarns and fabrics. As a rule, materials are commingled, as mono-material fabrics are rare. I.e., while the reprocessing into textiles is essentially possible, applications are thus mostly nonwovens.

2.4.2 Physical recycling (material recycling on polymer level)

Polymers derived from end-of-life textiles are melted or dissolved and re-fed into a fibre spinning process (primary spinning). The polymer structure is maintained. Again, this method is suitable for single-material textiles only. Unfortunately, textiles are frequently composed of two or more polymers, such as cotton/polyester, which are not feasible for physical recycling, as the removal of impurities is complex, yet, secondary raw material needed to be pure. Typically, this method is thus suitable for relatively clean mono-material feed only, e.g. PET-to-fibre (Foss 2020), which can be considered its most important application by far (Oerlikon Man-made Fibers 2013).

2.4.3 Chemical or feedstock recycling (recycling on monomer level)

These processes are based on specific thermo-chemical operations changing physical as well as chemical constitution, such as pyrolysis (Miranda et al. 2007), gasification, steam explosion or specific chemical reactions. Depending on reaction selectivity, the produced monomers or low-molecular-weight compounds are ready for re-polymerisation or other use. Hence, textile waste or certain components contained can be processed into synthesis gas, basic chemicals like alcohols, or fine chemicals. When used in textile production, the savings potential is smaller, because the entire processing chain needs to be undergone again. One example only recently suggested is the hydrolysis of polyester from cotton/PET blends (Palme et al. 2017). If the reactions are unspecific, however, waste-to-energy may often be the only feasible option.

3 NEW DEVELOPMENTS

Recently, scholars discuss routines that allow for the selective and step-wise deconstruction of textiles, combining mechanical, chemical and biochemical engineering to return comparable substitutes or in part even generate superior grade products. These sequential recycling approaches suggest that elaborate chemical recycling steps may be embodied beneficially as pre-stage methods, in particular when dealing with blended fabrics that account for a large share in the market. Common to these technologies is a high selectiveness for one single or a certain class of polymers. Hydrolytic or, generally, lytic steps using alcohols, polyalcohols (Nikles & Farahat 2005), amines, ionic liquids (Asaadi et al. 2016) or cascades thereof are applied. A promising innovation is the use of enzymatic hydrolysis, where enzymes (biocatalysts) selectively depolymerise a constituting component within textiles under defined reaction conditions. For example, cellulosic fibres can be hydrolysed into glucose that is subsequently used for the production of fine chemicals (Vecchiato et al. 2017). In textile recycling, this hydrolysis process can be applied to bi-component fabrics, comprising e.g. a cellulose derivative and aramide, where the synthetic fibres are recovered in a pure state and can be re-processed into yarn and fabric (Ipsmiller et al. 2019).

4 CONCLUSION

In view of the high consumption of resources in the production of textiles, energy recovery should be avoided wherever possible. The technologies presented offer significant savings potentials. In order to meet the goal of best preservation of resources, the optimum combination of the processes described should be used. Due to the fact that mostly blended fabrics are found on the market, an additional separation step is often necessary to achieve this. Recent technological developments show a great potential here. However, it is also clear that further research in this field is still necessary in order to arrive at ecologically and economically justifiable processes.

REFERENCES

Allwood, J. M., Laursen, S. E., Rodriguez, C. M. de, & Bocken, N., (2006) *Well Dressed? The Present and Future Sustainability of Clothing and Textiles in the United Kingdom.* University of Cambridge Institute of Manufacturing, Cambridge.

Asaadi, S., Hummel, M., Hellsten, S., Härkäsalmi, T., Ma, Y., Michud, A., Sixta, H. (2016) *Renewable High-Performance Fibers from the Chemical Recycling of Cotton Waste Utilizing an Ionic Liquid.* ChemSusChem. 9(22): p. 3250-3258.

Bianchi, C., Birtwistle, G. (2012) *Consumer clothing disposal behaviour: A comparative study.* International journal of consumer studies, 36(3), 335-341.

BMLRT (2018) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan.* BMLRT, Vienna, https://www.bmlrt.gv.at/umwelt/abfall-ressourcen/bundes-abfallwirtschaftsplan/BAWP2017-Final.html, acc. 19 July 2020.

CIRFS (2017) *Production by Fibre.* CIRFS European Man-Made Fibres Association, Brussels, https://www.cirfs.org/statistics/key-statistics/world-production-fibre, accessed 19 July 2020.

DIN (2005) *DIN 61650, Putzlappen.* DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Berlin.

Ekström, K. M., Salomonson, N. (2014) *Reuse and recycling of clothing and textiles - A network approach.* Journal of Macromarketing, 34(3), 383-399.

Ellen MacArthur Foundation (2017) *A New Textiles Economy: Redesigning Fashion's Future.* https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/A-New-Textiles-Economy_Full-Report.pdf, accessed 16 July 2020.

Foss, 2020. Ecofi. http://www.fosspm.com/technology/ecofi.php, accessed 18 July 2020.

Hansen, K. T. (2004) *Helping or hindering? Controversies around the international second-hand clothing trade.* Anthropology today, 20(4), 3-9.

Hawley, J. M. (2006) *Textile recycling: a system perspective.* In: Recycling in textiles, Cambridge: Woodhead Publishing Limited, ed. Wang Y., 7-24.

Ipsmiller W., Piribauer B., Vecchiato S., Bartl A., Gübitz G., Ruppert G. (2019) *Circular economy solution for flame-retardant protective clothing.* Technical Textiles, 62, 3, 185 - 188.

Korolkow J. (2015) *Konsum, Bedarf und Wiederverwendung von Bekleidung und Textilien in Deutschland.* Studie, bvse e. V., Bonn, https://www.bvse.de/images/pdf/Leitfaeden-Broschueren/150914_Textilstudie_2015.pdf, accessed 18 July 2020.

Laroche (2019) *Recycling.* www.laroche.fr/en/domaines-dactivites/recycling.html?qt-qt_recyclage_en=0#qt-qt_recyclage_en, accessed 16 July 2020.

Miranda R., Sosa_Blanco C., Bustos-Martínez D., & Vasile C. (2007) *Pyrolysis of textile wastes – I. Kinetics and yields.* Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 80(2): 489-495.

Nikles D. E., Farahat M. S. (2005) *New Motivation for the Depolymerization Products Derived from Poly(Ethylene Terephthalate) Waste: a Review.* Macromol. Mater. Eng., 290(1): 13-30.

Oerlikon Man-made Fibers (2013). *New yarns from old bottles*. Fibers and Filaments 16, 12-23.

Palme, A., Peterson, A., de la Motte, H., Theliander, H., Brelid, H. (2017) *Development of an efficient route for combined recycling of PET&CO from mixed fabrics.* Text Cloth Sustain, 3(4).

Stadt Wien (2017) *Strategische Umweltprüfung – Anhang I: Ist-Zustand der Wiener Abfallwirtschaft 2017 (Langfassung).* https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/service/pdf/sup-anhang1.pdf, accessed 19 July 2020.

Vecchiato, S. Skopek, L., Jankova, S., Pellis, A., Ipsmiller, W., Aldrian, A., Müller, B., Herrero Acero, E., Guebitz, G. (2017) *Enzymatic Recycling of High-Value Phosphor Flame-Retardant Pigment and Glucose from Rayon Fibers.* ACS Sustainable Chem. Eng. 2018, 6, 2386-2394.

Woolridge A., Ward G., Phillips P., Collins M. & Gandy S. (2006) *LCA for reuse/recycling of donated waste textiles compared to use of virgin material: An UK energy saving perspective.* Resources, Conservation and Recycling, 46, 94-103.

Tex2Mat: The recycling of towels and laundry made from PET and cotton

U. Jenull-Halver & C. Holzer
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria

ABSTRACT: The EU's legal requirements on circular economy present big challenges on the Austrian textile industry which is mostly dominated by small and mid-sized enterprises. Nowadays textiles material for towels and laundry tend to be more and more made from a mixture of fibres, typically PET and cotton, which makes recycling especially difficult. On the other hand, in order to avoid landfill, incineration and to preserve our resources, the closing of life time cycles is essential. In the course of the project "Tex2Mat" companies and universities working in that field came together to find a solution for that problem. The central task of the project was the separation of the PET fibres from the cotton fibres. In the following steps, the recycled PET fibres were analysed and their suitability for spinning determined. The central trials of the project were the trials for spinning and weaving which were successfully conducted and resulted in the production of towels in the same quality as the original.

1 INTRODUCTION

The project "Tex2Mat" was a cooperation between companies working in the field of recycling or textiles and universities specializing in the field of polymer engineering and recycling. There were two polymers (PET and PA) examined and the whole project divided into two subprojects. The partner in this subproject for rPET were:

- Andritz Fabrics and Rolls GmbH (Formerly Huyck Wangner Austria GmbH), Gloggnitz,
- Herka GmbH, Kautzen,
- Starlinger & Co. GmbH, Weissenbach,
- Salesianer Miettex GmbH, Wien,
- Daucher Consulting, Hartberg,
- ecoplus. Niederösterreichs Wirtschaftagentur GmbH, St. Pölten,
- Universität für Bodenkultur, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln (BoKu),
- Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien (TU Wien) und
- Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Kunststoffverarbeitung, Leoben.

The „raw material" in this case was selvedges from the towels at the company Herka GmbH and rejected laundry from Salesianer & Co. GmbH. Until now there was no technical and ecological solution for the reasonable recycling of that waste.

2 THE RECYCLING OF PET/ COTTON BLENDS

Due to the complexity of the structure of the cotton fibre and the sensitivity of the spinning process of PET, the recycling process consists of several steps.
The universities BoKu and TU Wien developed together a process to separate the PET fibres from the cotton, Starlinger & Co. GmbH recondensated the PET and produced pellets. These pellets were then spun to fibres and Herka GmbH wove towels again.

2.1 The Enzymatic Process

To break down the cotton enzymatically, a tailor made mixture of enzymes was selected and modified. These enzymes degrade the cotton to glucose and leave the PET unharmed. One type of enzymes attack the cellulose of the cotton in the middle of the macromolecule, other types of enzymes attack the cellulose from the ends.



Fig. 1: Schema of the enzymatic process.

Figure 1 shows the scheme of that process. After the first type of enzymes broke down the cellulose into shorter strands the second type shortens it further until it turns into glucose and is short enough to be washed out and so separate it from the PET fibres. The glucose solution can be used as a raw material for various industrial applications. Due to its structure, the cotton fibre is highly resistant (see Figure 2) and to make these fibres more accessible for the enzymes, a series of steps like maturing in caustic soda lye also had to be developed.

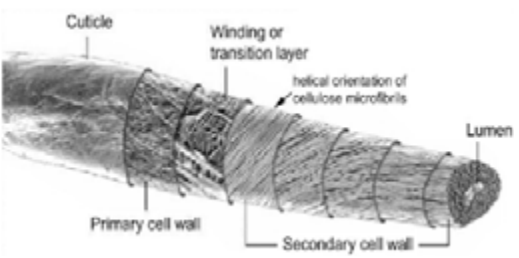


Fig. 2: Cotton fiber structure (courtesy of Cotton Structure and Quality Research Unit, USDAARS, New Orleans, LA).

In the future, the work will focus further on the pretreatment of the textiles and the selection and modification of the enzymes.

2.2 Analysis of the textile waste, the regranulate and spun fibres

After the production of the pure PET fibres, it was necessary to conduct a series of analysis in order to determine the degree of degeneration of the material. This was important in order to take further steps to improve the material. The first analysis was a DSC-measurement. Figure 3 shows the result of these measurements.

Sample 1 and 2 are virgin fibres, which were not used previously. Samples 3 to 8 are fibres taken from batches after the enzymatic treatment. The samples came from different types of pretreatment and from different pieces of fabric in order to determine the potential influence of the type of fabric and the type of pretreatment.
There is no significant difference in the melting point and in the peak area in all samples, which indicates that the degeneration of the material is not grave.

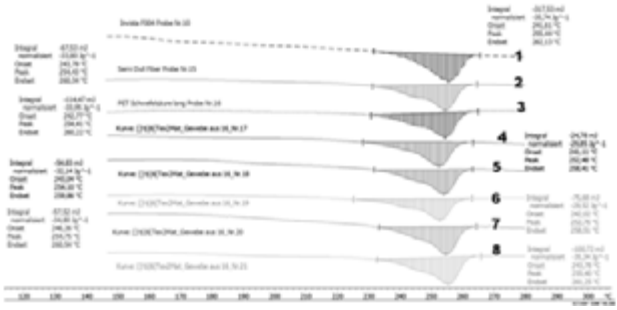


Fig. 3: DSC- measurements of PET virgin fibres and recyclate.

Nevertheless, a partner company in this project, VUCHV (Research Institute for Man-Made Fibers, JSC, Slovakia) measured the intrinsic viscosity (IV), which is one of the most important factors to describe the spinnability of a material and is directly linked to the molecular weight. The results showed a slight decrease in the IV of the recycled material compared to the virgin fibres. Based on the results the project team decided to take the next step, which was a recondensation process in order to increase the IV to the required value.

2.3 Recondensation

The remarkable advantage of polycondensates like PET is that a molecular damage resulting in a shortening of the polymer chain can be repaired in a process called recondensation. This, in general, makes PET a suitable candidate for recycling.
In general, there are two options for recondensation. One way is the chemical reaction extrusion process using special additives called chain extenders.
The other option, which was used in this project, is the so-called Solid State Process SSP. The project partner Starlinger & Co. GmbH provided this technology. In this process, the pellets undergo a controlled atmosphere heat treatment. Before the SSP, the parameters for the treatment are determined in laboratory simulations. The relevant parameters are dwelling time and temperature.
Starlinger & Co. GmbH performed the pelletising of the PET, the laboratory simulations and the SSP-treatment.

2.4 Spinning and weaving

The partner company VUCHV in Slovakia spun the PET-pellets to fibres in a melt spinning process. For the melt spinning process, a very high purity of the material is important. For spinning and weaving, certain additives to support these processes are required. The previous steps of the enzymatic process and the pelletising removed these additives thoroughly so that no remains gravely disturbed the spinning trials. The trial runs proved that the recycled PET is indeed suitable for spinning. Figure 4 shows the fibres spun at VUCHV.

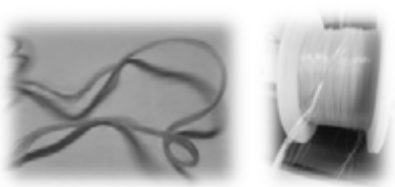


Fig. 4: The fibres spun at VUCHV.

Andritz Fabrics and Rolls GmbH tested the resulting fibres for various mechanical properties, which are standard in the textile industry, and the fibres proved to comply with the specifications. Andritz performed these tests in prior consultation with Herka GmbH. Andritz also twisted the PET fibres together with cotton in yarn suitable for weaving on Herka's looms. From these yarn, Herka GmbH spun towels again.
It was decided to keep the warpbeam with the standard yarn on the loom since changing the warpbeam is a very elaborate process. The weft is the yarn form the rPET.



Fig. 5: Collection of selvedges (left) and towel made from recycled PET fibres (right).

Salesianer Miettex GmbH tested the finished towels. These tests included washing trials, shrinkage measurements and mechanical tests. Another important point was material analyses of the yarn to ensure that the material contains no harmful residue from former process steps. The towels from the rPET passed all these tests.
Figure 6 shows the schematic process of textile recycling.

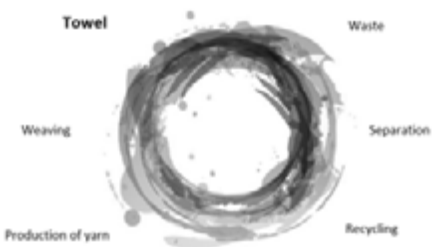


Fig. 6: The schematic process of textile recycling.

3 CONCLUSION

The aim of the project was to analyse the whole process from the loom to collecting the waste, recycling, spinning and weaving back to the original product. The project showed that it is indeed possible to establish a closed cycle of material usage originating from polymeric textile waste if every step is carefully analysed. The project also showed the necessity of a well-organized waste collection. Collected waste needs to be regarded as a valuable resource of raw material.
Future research projects will go more in the acceleration of the enzymatic process and the stabilizing of the material quality for the spinning process.

4 ACKNOWLEDGEMENTS

The project Tex2Mat (865383) was founded by the Austrian Research Promotion Agency (FFG).
The project won the Cluster Land Award 2019 for interdisciplinary cooperation.

Die Biotonne in Großwohnanlagen - Arbeitsmappe für Abfallwirtschaftsbetriebe und Hausverwaltungen

S. Kreibe, R. Berkmüller & A. Martin
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Vor allem in dicht bebauten städtischen Gebieten ist die Qualität der in der Biotonne erfassten Abfälle häufig schlecht und hohe Störstoffanteile erschweren die Bioabfallverwertung. Erhebliche Mengen an Bioabfällen werden nicht getrennt gesammelt, sondern gehen mit dem Restmüll verloren. Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) entwickelte das bifa Umweltinstitut die Arbeitsmappe „Biotonne richtig nutzen“ zur Verbesserung der Bioabfalltrennung in Großwohnanlagen. Sie unterstützt Abfallwirtschaftsbetriebe und Hausverwaltungen bei der Durchführung von Projekten zur Verbesserung der Bioabfallqualität. Die Arbeitsmappe besteht aus drei Teilen: Einem Leitfaden, 23 Aktionsbausteinen und einem Werkzeugkasten für die praktische Arbeit. Sie wurde durch Abfallwirtschaftsbetriebe und Hausverwaltungen erprobt und dann überarbeitet.

1 EINLEITUNG

Bioabfälle sind sowohl regenerative Energieressource als auch Nährstoff- und Humuslieferant. Die getrennte Sammlung von Bioabfällen ist daher ein wichtiger Beitrag zum Umwelt- und Klimaschutz. Die Verwertung von Bioabfällen zu Energie und Kompost setzt aber eine gute Bioabfallqualität voraus. Vor allem in dicht bebauten städtischen Gebieten ist jedoch die Qualität der in der Biotonne erfassten Abfälle häufig schlecht und hohe Störstoffanteile erschweren die Bioabfallverwertung. Zudem werden erhebliche Mengen an Bioabfällen nicht getrennt gesammelt, sondern gehen mit dem Restmüll verloren. Ursachen hierfür sind mangelndes Wissen und unzureichende Trennbereitschaft bei einem Teil der Bevölkerung. In Großwohnanlagen kommen weitere Faktoren hinzu:

- Es erfolgt keine verursachergerechte Gebührenzurechnung für einzelne Haushalte.
- Großwohnanlagen sind von hoher Anonymität gekennzeichnet.
- Das Verhalten Einzelner hat auf die Trennqualität in den Tonnen wenig Einfluss.
- Die Wege zu den Abfalltonnen können relativ weit sein.
- In einzelnen Wohnanlagen kommen weitere Ursachen dazu, etwa Sprachschwierigkeiten oder sehr kleine Küchen.

Um Verhaltensänderungen bei der Bewohnerschaft zu erreichen, können technische Anpassungen wie saubere Stellplätze oder angepasste Tonnengrößen hilfreich sein. Vor allem aber muss die Bewohnerschaft für eine gute Abfalltrennung über das erforderliche Wissen und die nötige Motivation verfügen. Informations- und Motivationsmaßnahmen sollten vor allem auf diejenigen Zielgruppen zugeschnitten sein, bei denen sie mit Blick auf Qualität und Menge der Bioabfälle besonders effektiv wirksam werden können.
Bewohnerinnen und Bewohner von Großwohnanlagen lassen sich hinsichtlich ihres Wissens über Bioabfalltrennung und ihrer Trennbereitschaft in vier Gruppen einteilen (s. Abb. 1). Die Übergänge zwischen den Gruppen sind fließend.



Abb. 1: Typologie der Bewohnerschaft und Wirksamkeit der Ansprache (fett: erhebliche Effekte möglich).

Informations- und Motivationsmaßnahmen sollten vor allem aktiv Trennende ansprechen, die schlecht informiert sind. Hier kann der größte Effekt erzielt werden, und gut informierte aktiv Trennende werden auf diesem Wege ebenfalls erreicht. Mit geeigneten Maßnahmen können aber auch schwer erreichbare Gruppen erfolgreich angesprochen werden. Hier ist ein zielgruppengerechtes Vorgehen besonders wichtig.

2 DIE ARBEITSMAPPE – DER ENTWURF

Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) entwickelte das bifa Umweltinstitut die Arbeitsmappe „Biotonne richtig nutzen“ zur Verbesserung der Bioabfalltrennung in Großwohnanlagen. Initiator und Finanzierer des Projektes war das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
Die Arbeitsmappe soll Abfallwirtschaftsbetriebe und Hausverwaltungen bei der Durchführung von Projekten zur Verbesserung der Bioabfallqualität unterstützen.
Die zu entwickelnde Arbeitsmappe sollte flexibel einsetzbar, praxisnah gestaltet und für den unmittelbaren Einsatz in Großwohnanlagenprojekten geeignet sein. Sie besteht aus drei Teilen:

- einem Leitfaden, der die Hintergründe des Themas erläutert und in die Planung und Durchführung eigener Projekte einführt.
- einem Katalog mit 23 Aktionsbausteinen, die von der Stellplatzgestaltung bis zum Tonnencheck, von der Bewohnerbefragung bis zum Starterset für den Haushalt reichen. Jeder Aktionsbaustein enthält grundlegende Informationen, etwa Ablaufbeschreibungen, Aufwandschätzungen, Tipps sowie Vor- und Nachteile der beschriebenen Maßnahmen.

- Einem Werkzeugkasten für die praktische Arbeit. Bei den Werkzeugen handelt es sich beispielsweise um Checklisten, Ablaufpläne, Fragebögen und Vorlagen für Kommunikationsmittel. Die Werkzeuge sind bearbeitbar und können an den örtlichen Bedarf angepasst werden.

Die Firma Lichtl ethics & brands steuerte Kommunikationsmittel wie etwa Tonnenaufkleber oder Infoflyer bei.
Abfallwirtschaftsbetriebe und Hausverwaltungen können Bausteine und Werkzeuge je nach den Voraussetzungen vor Ort und den Handlungsmöglichkeiten für ihre Projekte vor Ort individuell kombinieren und anpassen.
Grundlage ihrer Projekte sollte eine Analyse der Ausgangssituation sein. Hierzu ist das Umfeld der Wohnanlage zu untersuchen und die Wohnanlage selbst mit ihren Stellplätzen und Abfalltonnen. Die Trennqualität kann durch ein einfaches Bewertungsverfahren beurteilt werden. Um den Wissensstand der Bewohnerschaft und ihre Einstellung zur Bioabfalltrennung zu ermitteln, ist es sinnvoll, Befragungen durchzuführen.
Tonnenstellplätze sollten so gestaltet und gepflegt werden, dass sie die Bioabfalltrennung erleichtern. Sie sollten gut erreichbar, nur für die Bewohnerschaft zugänglich und sauber sein. Auch bei den Biotonnen selbst sind Sauberkeit und regelmäßige Reinigung wichtig. Zudem sollten Größe und Volumen der Biotonnen passend gewählt werden. Trennvorschriften sind zu beachten, aber auch regelmäßig zu überprüfen. Und auch das Gebührensystem der Kommune spielt eine wichtige Rolle bei der wirtschaftlichen Motivation für gute Bioabfalltrennung.
Mit der Entwicklung einer Kommunikationsstrategie werden Ziele und Zielgruppen sowie die einzusetzenden Kommunikationsinstrumente zur Information und Motivation festgelegt. Dabei können vielfältige Maßnahmen eingesetzt werden, etwa Informationsflyer, Starterkits für neue Bewohner, Plakate und Tonnenaufkleber. Sehr gute Effekte hat die persönliche Ansprache. Sie kann durch Bausteine wie Informationsstände, Bewohnerquiz oder Aktionen in Kindertagesstätten und Schulen erfolgen. Mit geschickter Information verknüpfte Tonnenchecks können helfen und auch Sonderleerungen können zweckmäßig sein.
Es besteht aber auch die Möglichkeit, die Bewohnerschaft über die Bildung einer Bewohnerarbeitsgruppe direkt einzubinden. Bewohnerinnen und Bewohner kennen die Situation vor Ort am besten und sie wirken als Multiplikatoren. Wichtig ist dabei, dass die Teilnehmenden tatsächlich mitgestalten dürfen.
Am Ende des Projektes sollte die Erfolgsmessung nicht vergessen werden. Hierzu können die wiederholte Bewertung der Bioabfallqualität und Befragungen der Bewohner zu Projektbeginn und am Projektende dienen.

3 DER PRAXISTEST

Um die Arbeitsmappe möglichst praxisnah zu gestalten, wurde sie in einem Pilotprojekt mit Abfallwirtschaftsbetrieben und Hausverwaltungen getestet. Beteiligt waren der Eigenbetrieb Abfallwirtschaft Stuttgart, die Entsorgungsbetriebe der Stadt Heilbronn, das Amt für Abfallwirtschaft Stadt Karlsruhe, die VOLKSWOHNUNG GmbH, die Baugenossenschaft Bad Cannstatt eG und die Stadtsiedlung Heilbronn GmbH. Diese Pilotpartner erprobten einen ersten Entwurf der Arbeitsmappe in eigenen Projekten. Sie entschieden selbst, welche Aktionsbausteine und Werkzeuge sie dabei einsetzen.
bifa war bewusst nicht in die vor-Ort-Aktivitäten der Pilotpartner eingebunden. bifa-Mitarbeiter begleiteten deren vielfältige Aktivitäten mit Telefoninterviews und vier Workshops, in denen die Praxispartner über ihre Projekte berichteten, Erfahrungen austauschten und viele wertvolle Verbesserungsvorschläge für die Arbeitsmappe

entwickelten. Durch Einsatz passgenau zugeschnittener Moderationsmethoden wurden effiziente und effektive Workshops realisiert, in denen jeder zu Wort kommen sollte, offener Austausch gefördert und die Bereitschaft zum Überdenken von Einschätzungen gefördert wurde. Die Ergebnisse des Prozesses sind direkt in die Gestaltung der Arbeitsmappe eingeflossen.
Die Pilotkommunen und Hausverwaltungen erprobten diejenigen Bausteine und Werkzeuge in der Praxis, die für ihre Projekte geeignet waren. Die übrigen Teile der Arbeitsmappe prüften sie auf Nachvollziehbarkeit und Verständlichkeit. Dieser begleitende Prozess war nicht nur für die Entwicklung der Arbeitsmappe ausgesprochen hilfreich, auch die Pilotpartner selbst haben das Projekt und ihren Erfahrungsaustausch, insbesondere den zwischen Abfallwirtschaftsbetrieben und Hausverwaltungen, als sehr gewinnbringend empfunden.

4 DAS ERGEBNIS: DIE FERTIGE ARBEITSMAPPE

Der Leitfaden gibt eine Einführung in das Thema, erläutert die Besonderheiten in Großwohnanlagen und gibt Hinweise zur Planung eigener Projekte.
Die 23 Bausteine der Arbeitsmappe sind kurz gefasst. Sie enthalten jeweils eine stichpunktartige Beschreibung, Hinweise auf Vor- und Nachteile, Tipps und eine Abschätzung des Aufwands. Außerdem wird auf die zugehörigen 40 Werkzeuge verwiesen, die von den Nutzern nach Belieben verändert werden können. Als Werkzeuge stehen Fragebogenvorlagen, Checklisten für die Analyse der Tonnenstellplätze, Aushänge, Plakate und vieles mehr zur Verfügung.
Die Bausteine sind gegliedert in folgende Gruppen

- Planung,
- Analyse,
- Stellplätze und Tonnen,
- Anreize schaffen und
- Informieren.

Die Bausteine und die zugehörigen Werkzeuge können nach Bedarf kombiniert werden. Zur Unterstützung der Anwender werden vier mögliche Projektansätze vorgeschlagen, die auf unterschiedliche Weise ausgestaltet werden können:

1. Mit einer **Informationskampagne für alle Großwohnanlage**n im Gemeindegebiet können Abfallwirtschaftsbetriebe viele Bewohnerinnen und Bewohner gleichzeitig ansprechen.
2. Eine **Beratungskampagne** des Abfallwirtschaftsbetriebs **für Hausverwaltungen** kann deren Aktivitäten anstoßen und unterstützen.
3. **Gezielte Maßnahmen für einzelne Großwohnanlagen** können vor allem bei sehr großen Wohnanlagen interessant sein. Hier empfiehlt sich besonders die aktive Einbindung der Bewohnerschaft mittels Befragungen und/oder Diskussionen sowie weiterer Verbündeter, um die Wirksamkeit der Maßnahmen zu verbessern. Abfallwirtschaftsbetriebe und Hausverwaltungen sollten dabei möglichst von Beginn an zusammenarbeiten.
4. **Hausverwaltungen** können **von sich aus aktiv** werden. Die Basiselemente dieses Projektansatzes können in jeder Wohnanlage von den Liegenschaftsverantwortlichen einfach umgesetzt werden. Die Maßnahmen verbessern das Erscheinungsbild der Anlage, und sie können helfen, Entsorgungskosten zu senken. In schwierigen Anlagen können engagierte Hausverwaltungen mithilfe der Ergänzungsbausteine sogar noch mehr erreichen. In jedem Falle sollte dabei der örtliche Abfallwirtschaftsbetrieb eingebunden und um Unterstützung gebeten werden.

Die folgende Abbildung zeigt beispielhaft den Projektansatz „Gezielte Maßnahmen für einzelne Großwohnanlagen“ und die hierzu geeigneten Bausteine.



Abb. 2: Projektansatz „Gezielte Maßnahmen für einzelne Großwohnanlagen“ mit Variations-möglichkeiten.

5 FAZIT

Die Bioabfalltrennung insbesondere in Großwohnanlagen ist hinsichtlich der Trennqualität, aber auch der separat erfassten Mengen oft mangelhaft. Das hat vielfältige Gründe, die gleichzeitig auch Verhaltensänderungen erschweren. Es gibt jedoch eine große Auswahl an Maßnahmen, mit denen die Bioabfallqualität und die separat erfasste Bioabfallmenge verbessert werden können. Gerade im Falle von Großwohnanlagen kommt es darauf an, die Besonderheiten der Erfassungsstrukturen und der örtlichen Situation bei der Auswahl und Umsetzung von Maßnahmen zu berücksichtigen. Von besonderer Bedeutung sind eine zielgruppengerechte Kommunikation und ein für Großwohnanlagen geeignetes Maßnahmenbündel.

Die Erläuterungen im Leitfaden, die Aktionsbausteine und die zugehörigen Werkzeuge bieten eine reiche Auswahl an Kombinationsmöglichkeiten und zahlreiche Tipps und Anregungen für ein erfolgreiches Vorgehen.

Obwohl die Arbeitsmappe schwerpunktmäßig für Großwohnanlagen entwickelt wurde, sind viele Hinweise und Aktionsbausteine auch darüber hinaus einsetzbar.

Wie so oft, hängt auch hier der Erfolg des Projektes vom investierten Aufwand ab. Auch mit vergleichsweise geringem Personal- und Sachkostenaufwand kann allerdings ein Beitrag zur Verbesserung der Bioabfallqualität geleistet werden.

Den beteiligten Abfallwirtschaftsbetrieben und Hausverwaltungen danken wir für ihre engagierte Mitarbeit und ihre wertvollen Hinweise an dieser Stelle noch einmal herzlich. Dem Auftraggeber LUBW gilt unser Dank für den Auftrag zu diesem spannenden Projekt.

Die Arbeitsmappe mit dem Titel „Biotonne richtig nutzen! Arbeitsmappe für Abfallwirtschaftsbetriebe & Hausverwaltungen von großen Wohnanlagen“ ist erhältlich auf der Homepage des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.

Fremdstoffgehalt in Biogut – Potential der Entfrachtung durch Vorbehandlung

M. Brune & A. Feil
RWTH Aachen University, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Sortenreinheit von getrennt erfasstem Biogut ist eine wesentliche Voraussetzung für die Herstellung von hochwertigen Kompostprodukten. In einer kleinen Novelle der Bioabfallverordnung BioAbfV, die für 2021 angekündigt ist, soll ein Kontrollwert für den Fremdstoffgehalt in Höhe von 0,5 Ma.-% eingeführt werden. Diesen Kontrollwert gilt es vor der biologischen Behandlungsstufe zu erreichen. Der Fremdstoffgehalt des angelieferten Bioguts ist in vielen Gebieten deutlich höher als 0,5 Ma.-%, sodass zur Einhaltung des Kontrollwertes der Einsatz von Aufbereitungstechnik erforderlich wird. Der größte Anteil der Fremdstoffe befindet sich trotz Aufschlusszerkleinerung in der Fraktion > 80 mm. Durch die Integration von Siebtechnik in den Prozess der Vorbehandlung kann der Fremdstoffgehalt des Bioguts somit deutlich reduziert werden. Dennoch zeigt die Siebung von insgesamt 60 Biogut Einzelproben aus zwei verschiedenen Sammelgebieten mit Fremdstoffgehalten zwischen 1,2 und 20 Ma.-%, dass unter Nutzung eines Siebschnittes von 80 mm bzw. 60 mm bei keiner der Proben ein Fremdstoffgehalt < 0,5 Ma.-% erreicht werden kann. Der Kontrollwert ist für Anlagenbetreiber eine Herausforderung, der sie ohne signifikante Verbesserung der Sortenreinheit nicht gerecht werden können.

1 EINLEITUNG

In Folge der am 01. Januar 2015 gemäß § 11 Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG 2012) in Deutschland in Kraft getretenen Pflicht zur flächendeckenden Getrenntsammlung für überlassungspflichtige biologische Abfälle, ist die erfasste Menge haushaltsstämmiger biogener Abfälle in den letzten 5 Jahren um ca. 13 Ma.-% gestiegen. Im Jahr 2018 wurden rund 10 Mio. t Biogut erfasst, knapp die Hälfte davon (4,4 Mio. t) über die haushaltsnahe Biotonnensammlung (Destatis 2020). Die zunehmende Erfassung ist dabei ein wichtiger Beitrag zum Erreichen von Recycling- und Verwertungszielen. Im Hinblick auf eine hochwertige Verwertung ist, neben der zur Verfügung stehenden Menge, vor allem die Sortenreinheit des Materials entscheidend. Die Betreiber von Kompostierungs- und Vergärungsanlagen stehen vor der Herausforderung aus dem erfassten Biogut, unabhängig von dessen Sortenreinheit, ein landwirtschaftlich nutzbares Kompostprodukt herzustellen. Insbesondere durch die mit der Änderung der Düngemittelverordnung (DüMV 2012) vom 2. Oktober 2019 einhergegangene Absenkung der Bezugsgröße für Fremdstoffe von 2 mm auf 1 mm und der Herabsetzung der Flächensumme ausgelesener Fremdstoffe von 25 cm²/L bezogen auf die Frischmasse (FM) auf 15 cm²/L FM bei der Gütesicherung Kompost (Kehres 2016), hat das Thema „Fremdstoffe im Bioabfall“ an Relevanz gewonnen.

Während die Kompostqualität strikt reglementiert ist, fehlen indes Regularien zur Sortenreinheit von Biogut. Biogut mit einem Fremdstoffgehalt > 5 Ma.-% ist keine Seltenheit (Brune & Jansen 2019). Laut Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) ist es technisch kaum möglich aus Biogut mit einem Fremdstoffgehalt > 3 Ma.-% ein hochwertiges Kompostprodukt herzustellen (Kehres 2017a). Bereits 2017 hat der Abfalltechnikausschuss der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) deshalb eine Zielgröße von max. 1 Ma.-% Fremdstoffe im Biogut eingefordert (Kehres 2017b). In einer

kleinen Novelle der Bioabfallverordnung (BioAbfV), die für 2021 angekündigt ist, wird sich u. a. dieser Thematik gewidmet. Der inoffizielle Referentenentwurf sieht für den Fremdstoffgehalt einen Kontrollwert von 0,5 Ma.-% FM bezogen auf die Fraktion > 10 mm vor, bei dessen Überschreitung Meldung bei den zuständigen Behörden und Ergreifung von Qualitätsverbesserungsmaßnahmen erforderlich ist. Dieser Kontrollwert bezieht sich jedoch nicht auf das angelieferte Biogut, sondern auf den Input in die biologische Stufe (EUWID 2020, Kehres 2020). Häufig fehlt den Anlagenbetreibern jegliche Handhabe, angeliefertes Biogut minderwertiger Qualität abzuweisen. Diesbezüglich sieht der Referentenentwurf keine Änderung vor. Vielmehr führt der vorgesehene Kontrollwert dazu, dass Anlagenbetreiber die Fremdstoffe, die sie bisher im Nachgang der biologischen Stufe entfernt haben, bereits im Vorfeld mit einem technischen Mehraufwand entfernen müssen (Kehres 2020).
Dies leitet zu der Frage über, inwiefern angesichts des aktuellen Status Quo bezüglich der Qualität von getrennt erfasstem Biogut, durch erprobte Aufbereitungstechnik in Form von Aufschlusszerkleinerung und Siebung, ein Erreichen des Kontrollwertes möglich ist.

2 AUSGANGSZUSTAND – KORNGRÖßENVERTEILUNG DER FREMDSTOFFE

Als Ausgangspunkt zur Ermittlung des Entfrachtungspotentials durch Aufbereitung, wird der kornklassenspezifische Fremdstoffgehalt von Biogut durch regelmäßige Probenahmen innerhalb eines Jahres bestimmt. Gegenstand der Untersuchung ist Biogut aus zwei unterschiedlichen Abfallsammelgebieten. Sammelgebiet A weist eine großstädtische Siedlungsstruktur mit Mehrfamilienhausbebauung und geringem Gartenanteil auf. Mit einem durchschnittlichen Fremdstoffgehalt von 9,4 Ma.-% ist Biogut dieses Sammelgebietes hinsichtlich der Sortenreinheit als äußerst kritisch zu bewerten und repräsentiert in dieser Untersuchung das Worst-Case-Szenario. Sammelgebiet B ist ein Mischgebiet aus Ein- und Mehrfamilienhausbebauung mit städtischer Siedlungsstruktur. Der Fremdstoffgehalt von Biogut aus diesem Gebiet liegt durchschnittlich bei 3,4 Ma.-%. In ca. 50 % der Einzelproben aus diesem Gebiet wird der gemäß BGK als kritisch anzusehende Fremdstoffgehalt von 3 Ma.-% überschritten. Innerhalb dieser Untersuchung bildet Biogut aus diesem Gebiet das Average-Szenario ab.

2.1 Methodik zur Bestimmung des Fremdstoffgehaltes

Die Bestimmung der Gesamtfremdstoffgehalte sowie der kornklassenspezifischen Fremdstoffgehalte erfolgt in Anlehnung an die Chargenanalyse der BGK (2018). Im achtwöchigen Rhythmus werden die angelieferten Chargen der ausgewählten Sammelgebiete nach der Aufschlusszerkleinerung im Kammwalzenzerkleinerer beprobt. Die entnommenen Einzelproben umfassen jeweils ein Volumen von ca. 90 L. Diese werden separat mittels Trommelsieb im Technikumsmaßstab (Trommeldurchmesser: 1,5 m) mit Rundlochung bei 80, 60, 40 und 20 mm gesiebt. Anschließend wird der Fremdstoffgehalt der einzelnen Kornklassen durch manuelle Sortierung bestimmt. Während der manuellen Sortierung erfolgt eine Unterscheidung der Fremdstoffe gemäß den Kategorien „Folien“ (2D-Kunststoffe), „3D-Kunststoffe“, „Glas“, „Mineralik“, „Metalle“ und „sonstige Fremdbestandteile“. Letztere Kategorie beinhaltet vor allem Hygieneprodukte und Textilien. In beiden untersuchten Sammelgebieten ist der Eintrag von Abfallsammelbeuteln aus biologisch abbaubaren Werkstoffen (BAW) nicht erwünscht. Enthaltene BAW-Beutel werden deswegen als Fremdstoffe gewertet und der Kategorie „Folien“ zugeordnet.

2.2 Ergebnis - kornklassenspezifische Fremdstoffgehalte

Der Gesamtfremdstoffgehalt der Einzelproben aus Sammelgebiet A schwankt im Jahresverlauf zwischen 2,7 und 20 Ma.-% und liegt im Mittel bei 9,4 Ma.-%. Die Schwankungsbreite des Bioguts aus Sammelgebiet B ist demgegenüber etwas moderater; der Gesamtfremdstoffgehalt schwankt zwischen 1,2 und 8,3 Ma.-% und liegt im Mittel bei 3,4 Ma.-%. In beiden Gebieten leistet die Kategorie „Folien“, gefolgt von „sonstige Fremdstoffe“ den größten Beitrag zum Fremdstoffgehalt. Während in Gebiet A darüber hinaus auch die Kategorie „3D-Kunststoffe“ einen wesentlichen Einfluss hat, stellt in Gebiet B Mineralik, vorrangig über den Gartenabfall eingetragen, die dritthäufigste Fremdstoffart dar.

Die Verteilung der Fremdstoffe über die Korngrößenklassen zeigt für beide Gebiete ähnliche Tendenzen. Der Fremdstoffgehalt ist in der Fraktion > 80 mm am höchsten und sinkt sukzessive mit abnehmender Korngröße (Abb. 1). Der Unterschied zwischen den beiden Gebieten liegt jeweils in der Ausprägung des kornklassenspezifischen Fremdstoffgehaltes. Dieser ist bei Biogut aus Gebiet A in jeder einzelnen Fraktion höher als in der entsprechenden Fraktion des Bioguts aus Gebiet B. Besonders deutlich wird dieser Unterschied bei Betrachtung der Fraktion > 80 mm. Während beim Biogut aus Gebiet A die Fraktion > 80 mm einen durchschnittlichen Fremdstoffgehalt von 52 Ma.-% aufweist, liegt der Fremdstoffgehalt in Gebiet B im Durchschnitt bei 27 Ma.-%. Aufgrund der Korngröße und der damit einhergehenden größeren Einzelstückmasse haben Partikel in der Fraktion > 80 mm einen großen Einfluss und begünstigen eine hohe Varianz in den Fremdstoffgehalten dieser Korngrößenklasse. Im Fall des Bioguts aus Gebiet B schwankt der Fremdstoffgehalt der Fraktion > 80 mm zwischen 6 und 72 Ma.-%.

In der Fraktion > 80 mm bilden in beiden Gebieten Folien sowie sonstige Fremdstoffe, wie Hygieneartikel, den Hauptbestandteil der Fremdstoffe. In der Feinfraktion (0 - 20 mm) hingegen sind Glas (Gebiet A) sowie Mineralik (Gebiet B) die Hauptbestandteile der aussortierten Fremdstoffe.

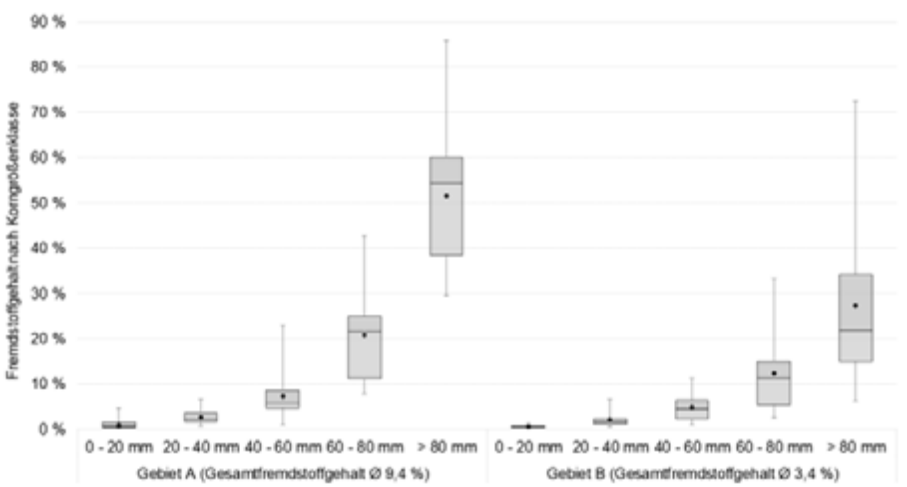


Abb. 1: Fremdstoffgehalt nach Korngröße für die untersuchten Sammelgebiete A und B.

Bei Gebiet B wird der kritische Fremdstoffgehalt in 50 % der Einzelproben überschritten, bei Gebiet A sogar in 96 % der Einzelproben. Ausgehend von dem 0,5 Ma.-%-

Kontrollwert, den der Referentenentwurf der BioAbfV-Novelle in Bezug auf den Fremdstoffgehalt vorsieht, ist eine Aufbereitung vor der biologischen Stufe in 100 % der untersuchten Proben erforderlich.

3 ENTFRACHTUNGSPOTENTIAL DURCH SIEBUNG

3.1 Methodik zur Bestimmung des Entfrachtungspotentials

Aufgrund der feuchten Beschaffenheit des Bioguts vor der biologischen Stufe ist die Auswahl geeigneter Aufbereitungstechnik zur Fremdstoffentfrachtung limitiert. Eine leicht in den Betriebsablauf zu implementierende Möglichkeit stellt die Siebung dar. Die Wahl des Siebschnittes sollte einem hohen Abscheidungsgrad der enthaltenen Fremdstoffe gerecht werden und gleichzeitig aus wirtschaftlichen Gründen den Biomasseanteil im Siebüberlauf auf ein Minimum reduzieren. Durch eine Aufschlusszerkleinerung wird einem Austrag von Biomasse über verschlossene Sammelbeutel in den Siebüberlauf entgegengewirkt. Die Ermittlung des Entfrachtungspotentials erfolgt anhand der Korngrößenverteilung des Bioguts unter der Prämisse, dass der Siebwirkungsgrad einer großtechnischen Siebmaschine dem des im Rahmen der Untersuchungen genutzten Trommelsiebes im Technikumsmaßstab entspricht.

Für die Auswertung wurde in Bezug auf den Gesamtfremdstoffgehalt ein Vier-Kategoriensystem eingeführt. Kategorie 1 umfasst auf Basis des Kontrollwertes nach BioAbfV die Gesamtfremdstoffgehalte < 0,5 Ma.-%; Kategorie 2 umfasst gemäß dem Zielwert der LAGA die Gesamtfremdstoffgehalte von 0,5 - 1 Ma.-%; Kategorie 3 umfasst die Gesamtfremdstoffgehalte von 1 - 3 Ma.-% und Kategorie 4 alle Einzelproben mit einem Gesamtfremdstoffgehalt > 3 Ma.-%. Kategorie 3 und 4 orientieren sich somit an dem kritischen Grenzwert nach BGK. Dieses Vier-Kategoriensystem ermöglicht eine Abschätzung darüber, welcher Zielwert durch Aufbereitungstechnik in Form von Klassierung mittels Trommelsieb zu erreichen ist.

3.2 Auswertung - Fremdstoffreduzierung durch Siebung bei 80 und 60 mm

Zunächst wird die Siebung mit einem Siebschnitt mit 80 mm Rundlochung betrachtet. In Gebiet A können durch die Siebung bei 80 mm im Mittel ca. 60 Ma.-% der Fremdstoffe entfernt werden. Dennoch wird durch die Siebung des Materials bei einem Siebschnitt von 80 mm weder der Kontrollwert von 0,5 Ma.-% noch der Zielwert von 1 Ma.-% erreicht. Nach der Siebung bei 80 mm überschreiten immer noch 64 % der Einzelproben den kritischen Wert von 3 Ma.-% (Abb. 2). In Gebiet B werden durch die Siebung bei 80 mm durchschnittlich ca. 40 Ma.-% der Fremdstoffe entfernt. Durch diese Fremdstoffentfrachtung wird in 13 % der Einzelproben ein Fremdstoffgehalt kleiner 1 Ma.-% erreicht. Der Kontrollwert von 0,5 Ma.-% kann auch bei dem fremdstoffärmeren Biogut aus Gebiet B nicht eingehalten werden. Im Durchschnitt liegt der Fremdstoffgehalt nach der Siebung bei 4 Ma.-% (Gebiet A) bzw. 2 Ma.-% (Gebiet B).

Die Reduzierung des Siebschnittes von 80 auf 60 mm führt in Gebiet A zu einer Entfrachtung von ca. 75 Ma.-% der Fremdstoffe. In Gebiet B werden bei dem geringeren Siebschnitt knapp 60 Ma.-% der Fremdstoffe entfernt. Dennoch kann durch diese Entfrachtungswirkung weder bei einer Einzelprobe aus Gebiet A noch bei einer aus Gebiet B ein Gesamtfremdstoffgehalt < 0,5 Ma.-% erreicht werden. (Abb. 2). Im Durchschnitt liegt der Fremdstoffgehalt nach der Siebung bei 2,8 Ma.-% (Gebiet A) bzw. 1,5 Ma.-% (Gebiet B). Mit der Reduzierung des Siebschnittes von 80 auf 60 mm wird die Fremdstoffentfrachtung, exemplarisch für Gebiet A, von durchschnittlich 60 Ma.-% auf 75 Ma.-% erhöht. Gleichzeitig wird der Fremdstoffgehalt des Siebüberlaufes von

durchschnittlich 52 Ma.-% auf 40 Ma.-% reduziert. Dies ist ein Resultat eines erhöhten Massenausbringens in den Siebüberlauf. Während bei der Siebung mit 80 mm Lochung ca. 11 Ma.-% des Bioguts aus Gebiet A in den Siebüberlauf überführt werden, liegt der Massenanteil nach der Siebung mit 60 mm Lochung bereits bei durchschnittlich 18 Ma.-%. Je geringer die Fremdstoffkonzentration im Siebüberlauf ist, desto eher lohnen weitere Aufbereitungsschritte, um enthaltenes Strukturmaterial zurückzuführen. Eine Betrachtung unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten ist für den Einzelfall erforderlich.

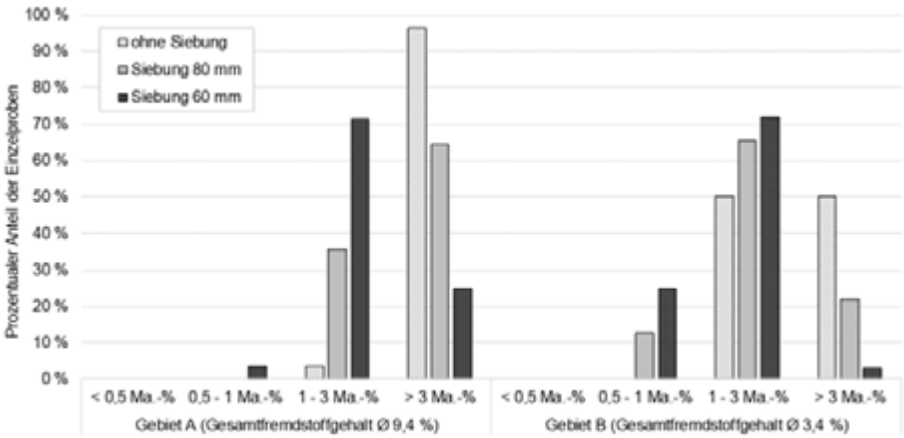


Abb. 2: Prozentualer Anteil der Einzelproben zweier Sammelgebiete, der mit und ohne klassierende Aufbereitung definierte Fremdstoffgrenzwerte einhält.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Weder im Worst-Case-Szenario noch im Average-Case-Szenario konnte der Kontrollwert von 0,5 Ma.-% vor der biologischen Behandlungsstufe durch den Einsatz von Aufbereitungstechnik eingehalten werden. Im Worst-Case-Szenario konnte selbst der Zielwert von 1 Ma.-% nach Siebung bei 60 mm lediglich bei 4 % der Einzelproben erreicht werden. Dies verdeutlicht, dass die Einführung eines Kontrollwertes von 0,5 Ma.-% Fremdstoffe im Biogut vor der biologischen Behandlung die Anlagenbetreiber vor eine Herausforderung stellt, die sie durch die minderwertige Qualität des angelieferten Bioguts mit den zur Verfügung stehenden technischen Möglichkeiten und unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten kaum meistern können.

In dieser Untersuchung wurde bewusst auf die Darstellung eines Best-Case-Szenarios verzichtet. Durchaus gibt es Sammelgebiete in denen Biogut mit einem Fremdstoffgehalt < 1 Ma.-% erfasst wird. Es ist davon auszugehen, dass bei diesem Biogut durch Siebung bei 80 oder 60 mm eine Reduzierung des Fremdstoffgehaltes auf 0,5 Ma.-% erreicht werden kann. Ebenso kann durch gemeinsame Behandlung von Biogutchargen hoher Qualität mit Chargen geringer Qualität der Kontrollwert eingehalten werden. Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen, insbesondere derer mit vorrangig städtisch geprägten Einzugsgebieten, können jedoch häufig nicht mit Biogut sehr guter Qualität rechnen. Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob die Mischung von Biogut hoher und minderer Qualität zur Erreichung des Kontrollwertes, der eigentlichen Intention des Kontrollwertes gerecht wird.

Die Ergebnisse zeigen, dass die mit technischen Möglichkeiten zu erreichende Qualität unmittelbar von der Sortenreinheit des angelieferten Materials abhängt. Daher müssen Kontroll-, Ziel- oder Grenzwerte auch an dieser Stelle ansetzen. Großangelegte Öffentlichkeitskampagnen zur Verbesserung der Biogutqualität sind bereits ein Schritt in die richtige Richtung. Die Novelle der BioAbfV sollte dies berücksichtigen und sowohl Bürger als auch Kommunen in die Pflicht nehmen, um dem Verwerter eine gute Grundlage zur Herstellung von hochwertigem Kompost zu bieten.

LITERATUR

Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) (2018) *Methode Chargenanalyse – Bestimmung der Sortenreinheit einer Fahrzeugladung von Biogut.* Online unter: https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Themen/Methoden/5.6.1_Chargenanalyse.pdf.

Brune, M., Jansen, C. (2019) *Auswirkung saisonaler und regionaler Einflüsse auf die Qualität getrennt erfasster Bioabfälle.* Tagungsband 9. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft, 14. Und 15. März 2019, OTH Amberg-Weiden.

Destatis – Statistisches Bundesamt (2020): *Umwelt – Abfallbilanz (Abfallaufkommen/-verbleib, Abfallintensität, Abfallaufkommen nach Wirtschaftszweigen) 2018.*

EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2020) *Referentenentwurf zur kleinen Novelle der Bioabfallverordnung noch im Juli erwartet.* EUWID Recycling und Entsorgung 28/2020.

Kehres, B. (2016) *Revision der RAL – Gütesicherung der BGK*. H&K aktuell 12/2016, S. 4. Online unter: https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK-Dateien/12_2016/Revision_der_RAl_Guetesicherungen_der_BGK_HUKaktuell_12_2016.pdf.

Kehres, B. (2017a) *Problem Fremdstoffe / Kunststoffe in Bioabfall und Kompost.* 11. Biomasseforum 2017, Bad Hersfeld.

Kehres, B. (2017b) *Sortenreinheit von Bioabfall.* H&K Nachrichten 16.02.2017. Online unter: https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK-Dateien/2017/02_2017/Sortenreinheit_von_Bioabfall_16_02_2017.pdf.

Kehres, B. (2020) *Novelle der BioAbfV erwartet.* H&K aktuell Q2/2020, S. 1. Online unter: https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK_aktuell/2020/H_K-Q-2-2020.pdf.

DeSort - Störstoffmanagement in biogenen Abfällen

H. Kaltenböck, M. Wellacher & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Kompost aus biogenen Abfällen ist ein wichtiger Nährstofflieferant für Böden in Europa. Aufgrund von Fehlwürfen in die Bioabfallsammlung wird jedoch das Ausgangsmaterial für qualitativ hochwertigen Kompost mehr oder weniger störstoffbehaftet. Ein großes Problem entsteht durch die Verwendung von nicht-abbaubaren aber auch biologisch abbaubaren Kunststoffsäcken, die zur Entsorgung von in Haushalten anfallenden biogenen Abfällen verwendet werden. Zusätzlich gelangen unterschiedlichste Kunststoffteile, meist in Form von Verpackungsmaterialien, durch den Verbraucher in die Bioabfallsammlung, Metalle und Glas rangieren weit dahinter. Im Projekt „DeSort“ werden Grundlagen für die automatische Erkennung (Detection) und die sensorgestützte Sortierung (Sorting) von Störstoffen in biogenen Abfällen erforscht. Technisch wird eine Kunststoffdetektion am Sammelfahrzeug installiert und eine verbesserte Technologie zur Kompostreinigung entworfen. Organisatorisch werden entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung der Kunststofffehlwürfe mit strukturellen, materiellen, ideellen und finanziellen Anreizen kombiniert.

1 EINLEITUNG

Vor allem Kunststofffehlwürfe in biogenen Abfällen (Abb. 1) führen zu Herausforderungen für Kompostieranlagenbetreiber, da sie trotz vorheriger Aufbereitung in das fertige Produkt Kompost gelangen. Diese Problematik nimmt zu, je dichter und urbaner die Sammelgebiete sind (Bauer 2017). Gesetze mit einer Auswirkung auf Störstoffe finden sich auf europäischer und nationaler Ebene, wobei nur Störstoffe im Endprodukt Kompost geregelt werden, nicht aber in den gesammelten Bioabfällen. Regelungen gibt es in Österreich, Deutschland, Belgien, Tschechien, Spanien, Finnland, Irland, Litauen, Niederlande, Slowenien, Großbritannien, Italien und Frankreich (Saveyn & Eder 2014). In Österreich wird im Rahmen der Kompostverordnung 2001 in Abhängigkeit von der Anwendung des Kompostes u. a. Folgendes geregelt (Bundesgesetz 2001): Mit Größenangaben werden Kunststoffe > 20 mm abhängig von der Anwendung zwischen 0,02 – 0,04 Gew.-% TM (Trockenmasse) begrenzt, Kunststoffe > 2 mm mit 0,2 – 0,4 Gew.-% TM. Ballaststoffe > 2mm, als Summe von Glas, Kunststoffen und Metall betrachtet, werden in Abhängigkeit von der Anwendung in der Summe mit 0,5 - 1 Gew.-% TM begrenzt. In Deutschland gelten für den Fremdstoffgehalt > 2 mm die in der Bioabfallverordnung (BioAbfV), der Düngemittelverordnung (DüMV) sowie in den Bestimmungen der RAL-Gütesicherungen für Kompost und Gärprodukte festgelegten Grenzwerte (Kehres 2018). Die DüMV gibt für Kunststofffolien einen Grenzwert von 0,1 Gew.-% TM und für die Summe aller anderen nicht abgebauten Fremdstoffe 0,4 Gew.-% TM vor (DüMV 2012). Die Verantwortung für Fehlwürfe in biogenen Abfällen trägt der Abfallbesitzer. Sobald der Bioabfall von der Kommune oder einem Dienstleister gesammelt wird, geht die Verantwortung vom Verursacher zur Kommune über. In zahlreichen Sammelgebieten ist die Problematik seit Beginn der getrennten Abfallsammlung in den 1990ern bekannt, jedoch trotz teilweise intensiver Anstrengungen ungelöst. In weiterer Folge wird die Verantwortung an die Kompostanlagenbetreiber abgegeben, die arbeits- und kostenaufwendige Reinigungsmaßnahmen durchführen müssen. Eine mögliche Ver-

besserung der Quellensortierung kann aber keinesfalls durch den Wirkungsgrad dieser Reinigungsmaßnahmen ersetzt werden.



Abb. 1: Entleerung von 20 untersuchten Bioabfalltonnen, inklusive Störstoffen.

Bedeutend für Europa sind die im EU Circular Economy Package 2015 (Council of the EU 2017) vorgeschlagenen Recycling-Ziele für Siedlungsabfälle. Diese werden bei einer Umsetzung in die Gesetzgebung die Ausweitung der getrennten Sammlung bewirken. Im Restabfall bzw. Gesamtabfall aus Haushalten stellen biogene Abfälle die anteilsmäßig bedeutendste Recyclingfraktion dar. Die Recyclingquoten für biogene Abfälle betragen für die Kompostierung > 95 % und die Behandlungskosten sind im Vergleich zu Restabfall günstiger. Damit wird die Bedeutung des Störstoffmanagements von biogenen Abfällen zur Kompostierung stark ansteigen.

2 METHODEN

Der Stand der Technik beim Störstoffmanagement ist einerseits die manuelle Sortierung über den gesamten Prozess und andererseits die Behandlung am Ende der Kompostierung, wenn das Rottegut gesiebt und das anfallende Überkorn über Windsichtung von Kunststoffen befreit wird (Wellacher & Kunter 2017). Dabei verbleiben jedoch alle Störstoffe im Kompost, die kleiner als die Maschenweite des Siebes (z.B. 80 mm) sind und die Produktion eines kunststofffreien Komposts ist bei einer Ausgangsbelastung von > 3 Gew.-% FM (Feuchtmasse) unmöglich. Diese Situation ist für den Kompostabsatz kritisch und durch den hohen Personaleinsatz zur manuellen Sortierung ineffizient. Im Rahmen des Projektes DeSort werden einerseits Verbesserungen in den Bereichen Sammlung, Kunststofferkennung und Mobilität der Sortiersysteme entwickelt und andererseits Maßnahmen zur Fehlwurfvermeidung erarbeitet.

2.1 Manuelle Sortierung

Mit Hilfe einer Gesamtsortierung des Bioabfalls, kann der wahre Störstoffgehalt des Bioabfalls ermittelt werden. Für den Versuch DeSort/V1 ist eine Unterteilung in zehn unterschiedliche Kategorien vorgenommen worden: Kunststoffsäcke bioabbaubar, Kunststoffsäcke nicht abbaubar, Plastik allgemein, Verbunde, Metall, Glas, Keramik, Papier, Strauchschnitt und Bioabfall.

2.2 Bilderkennung

Die automatisierte Bilderkennung der Kunststofffehlwürfe ist eine Art des „machine learning“, bei welchem eine speziell entwickelte Software mit Farbbildern trainiert wird markierte Gegenstände vor einem Hintergrund zu erkennen und ihren Flächenanteil am Bild zu messen. Eine Aufnahme der im Sammelfahrzeug justierten Kamera umfasst jeweils eine Fläche von maximal 190 * 80 cm. Die Genauigkeit der Erkennung mit Flächenanteilmessung steigt mit der Anzahl der Trainingsbilder. Um eine zufriedenstellende Genauigkeit berechnen zu können, wird davon ausgegangen, dass mindestens 10^4 Bilder benötigt werden. Da jedes Bild von einer geschulten Person manuell bearbeitet werden muss, ist der Aufwand dementsprechend hoch. Im Versuch sind insgesamt 280 Bilder aufgenommen und bearbeitet worden, um die Methode für die Anwendung auf Bioabfall erstmals zu testen. In etwa 80 Flächenprozent der aufgenommenen Bilder werden für das Training der Software verwendet. Anschließend erfolgt für 20 Flächenprozent, zuvor ausgewählter Bilder, eine entsprechende Auswertung (Abb. 2).

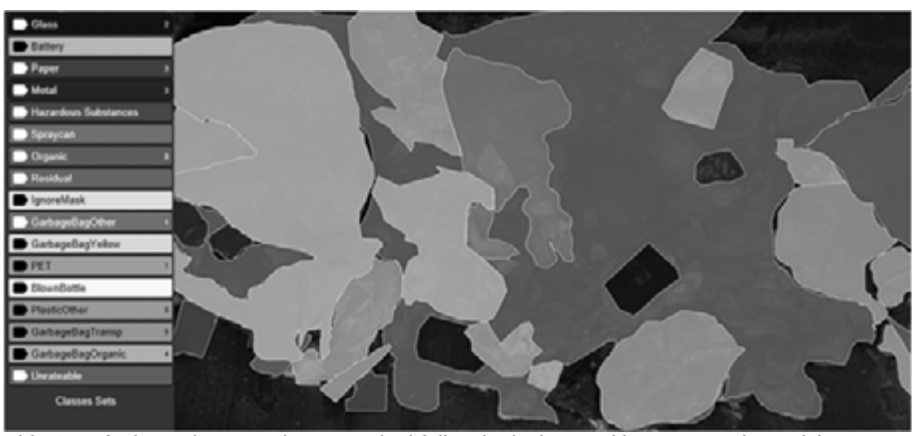


Abb. 2: Aufnahme eines geschütteten Bioabfalls mit Flächenmarkierungen und Bezeichnung (links) der unterschiedlichen Kategorien.

2.3 NIR-Erkennung

Die im Projekt DeSort verwendete Nahinfrarot-Erkennung (NIR) der Kunststofffehlwürfe ist in Kooperation mit dem Projektpartner Binder + Co AG angewandt worden. Die NIR-Spektroskopie basiert auf der Anregung von Molekülschwingungen durch elektromagnetische Strahlung im nahen Infrarot-Bereich. Dabei werden mit der bekannten NIR-Technologie im Bereich zwischen 990 bis 1680 nm Wellenlänge Kunststoffe auf Oberflächen biogener Abfälle detektiert und deren Flächenanteil erfasst. Die Grundlage für eine Objektbetrachtung ist diese flächenbetrachtete Statistik. Online werden Objekte gebildet, wobei zu kleine Objekte (Einzelpixel) gelöscht werden. Die in einem größeren Objekt vorkommenden Materialklassenpixel werden

je Materialklasse summiert, die häufigste Materialklasse eruiert und die gesamten Objektpixel der meistvorkommenden Materialklasse zugeordnet.

2.4 Visuelle Beurteilung

Die Methoden der automatisierten Bild- und NIR-Erkennung werden mit der Methode der visuellen Erkennung eines geschulten Mitarbeiters korreliert, welcher eine Beurteilung des Verunreinigungsgrades des Bioabfalls zwischen 1 und 5 vornimmt (Bauer 2017).

Jede einzelne der insgesamt 100 untersuchten Biotonnen wurde nach der vorherigen Wägung in das Sammelfahrzeug geschüttet. Das Schüttgut wurde mit der Bilderkennungskamera des Sammelfahrzeuges fotografiert. Anschließend wurde der gesamte Inhalt der Biotonne mittels Radlader zur Aufgabe des Trommelsiebes, 40 bzw. 80 mm Maschenweite – entsprechend der jeweiligen Aufgabenstellung – transportiert. Förderbänder lieferten den Bioabfall > 40 bzw. 80 mm zur Nahinfrarot-Spektroskopie (NIR) und danach auf einen Sortiertisch. Der Siebdurchgang < 40 bzw. 80 mm wurde in einer Radladerschaufel gesammelt und dann auf einen weiteren Sortiertisch geschüttet. Sowohl das Grobgut als auch das Feingut wurden von jeweils vier Personen sortiert und gewogen. Aus dieser Datenerfassung ergibt sich letztendlich der wahre Störstoffgehalt der biogenen Abfälle.

Bei der Auswertung sind den Ergebnissen der drei Erkennungsmethoden, die tatsächlichen im Vorfeld über manuelle Sortierung festgestellten Störstoffgehalte in Gew.-% FM pro Gesamtmasse, gegenübergestellt worden. Damit die Ergebnisse der angewandten Untersuchungsmethoden miteinander vergleichbar sind, ist eine entsprechende Umrechnung der Daten vorgenommen worden. Für jede der vier Untersuchungsmethoden wird der Verunreinigungsgrad zwischen 1 bis 5 definiert (Tab. 1).

Tab. 1: Klassifizierung des Verunreinigungsgrades des Bioabfalls. Arbeitsgrundlage Bauer (2017), erweiterte Darstellung.

Verunreinigungsgrad	Sortierung Fehlwürfe [Gew.-%] FM	Visuell Fehlwürfe [Stück]	Bild Störstoffe (Flächen %]	NIR Störstoffe (Flächen %]
1	0 – 0,5	1 - 2	0 - 9	0 - 9
2	0,6 - 1	3 - 4	10 - 19	10 - 19
3	1,1 - 2	5 - 6	20 - 29	20 - 29
4	2,1 - 5	7 - 9	30 - 39	30 - 39
5	ab 5	ab 10	ab 40	ab 40

2.5 Maßnahmen zur Reduzierung von Fehlwürfen

Die Anreize müssen wiederkehrend erfolgen und es ist zu kommunizieren, dass Verbesserungen des Sammelverhaltens mit entsprechendem Aufwand verbunden sind, ohne die keine Fortschritte erwartet werden können.

2.5.1 Strukturelle Anreize

Den zukünftigen Maßnahmen (Wellacher et al. 2019) ist eine Gebietsanalyse der Fehlwurfquote voraus gegangen. Basierend auf den Daten des Versuches sollen nun Verbesserungen im Umweltschutz und der Abfallwirtschaft erreicht werden. Die Maßnahmen müssen jedenfalls wiederkehrend erfolgen, um eine langfristige Qualitätsverbesserung des für die Kompostierung verwendeten Bioabfalls gewährleisten zu können.

2.5.2. Materielle Anreize

Eine mögliche Maßnahme sind Vorsammelhilfen (Einweg-Kraftpapiersäcke, geschirrspültaugliche Mehrwegbehälter), die den Bürgern von der Kommune zur Verfügung gestellt werden. Entsprechende Vorsammelhilfen erweisen sich vor allem dann als benutzerfreundlich, wenn sie mit einem Henkel ausgestattet sind. Für eine umfassende Bewusstseinsbildung, ist eine einheitliche Lösung über möglichst alle Kommunen der jeweiligen Region unumgänglich. Vor allem in problematischen Gebieten, z.B. Mehrfamilienwohnhäuser > 10 Wohneinheiten, sollen Einweg-Kraftpapiersäcke bestenfalls bioabbaubare und nicht abbaubare Kunststoffsäcke gänzlich ersetzen. Damit dies erreicht werden kann, ist eine regelmäßig wiederkehrende Information zur Abfalltrennung notwendig. Dies kann unter anderem durch einheitlich gestaltete Flyer oder Aufkleber auf der Biotonne kommuniziert werden.

2.5.3. Ideelle Anreize

Des Weiteren kann die Bewusstseinsbildung durch ideelle Anreize unterstützt werden. Dabei wird der Fremdstoffgehalt bei der Schüttung ins Sammelfahrzeug ermittelt und im Anschluss daran erfolgt eine entsprechende Rückmeldung an den Bürger (App Mitteilung, Gutschein, Aufkleber). Bei einem sehr hohen Störstoffanteil könnten entweder die Störstoffe zurück gelassen werden oder sogar der gesamte Inhalt der Biotonne. Durch diese Maßnahme kommt zusätzlich das Statusbedürfnis des Bürgers zu Wirkung.

2.5.4. Finanzielle Anreize

Diese sind zwingend mit dem von der Kommune festgelegten Gebührensystem verbunden. Zusätzliche Gebührenvorschriften werden am besten gezielt für problematische Haushalte und Wohneinheiten festgelegt. Damit eine Verbesserung der Bioabfallsammlung erreicht werden kann, ist zu beachten, dass der Betrag dementsprechend hoch angesetzt werden muss. Den Gebührenerhöhungen müssen in jedem Fall die oben genannten Maßnahmen vorausgehen. Sollte selbst dadurch keine Verbesserung der Bioabfallsammlung erreicht werden, haben die betroffenen Haushalte und Wohneinheiten mit einem Abzug der Biotonne und dementsprechend erhöhten Tarifen zu rechnen.

Konkret ergeben sich aus den oben genannten Methoden folgende Fragestellungen:

- Wie hoch ist der Störstoffgehalt in den fünf Untersuchungsgebieten?
- Welche der drei Erkennungsmethoden zeigt die höchste Genauigkeit?
- Mit welchen Maßnahmen können die Fehlwürfe reduziert werden?

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die insgesamt 3,6 t Bioabfall der fünf Untersuchungsgebiete bestehen zu 0,40 Gew.-% FM aus bioabbaubaren Kunststoffsäcken, zu 1 Gew.-% FM aus nicht abbaubaren Kunststoffsäcken, zu 0,90 Gew.-% FM aus Plastik und PET und zu 1,6 Gew.-% FM aus Verbunden. Glas, Keramik und Metall kommen mit insgesamt 0,50 Gew.-% untergeordnet vor. Der untersuchte Bioabfall weist einen Gesamtstörstoffgehalt von 4,40 Gew.-% FM auf, wobei die Kunststoffe mit 3,90 Gew.-% die größte Verunreinigung des Bioabfalls verursachen (Abb. 3). Die wahren Werte des Störstoffgehaltes sind mit Hilfe der manuellen Sortierung ermittelt worden (Abb. 4). Zu erwähnen ist, dass in der Gesamtmasse der untersuchten biogenen Abfälle weder Batterien noch Problemstoffe enthalten waren.

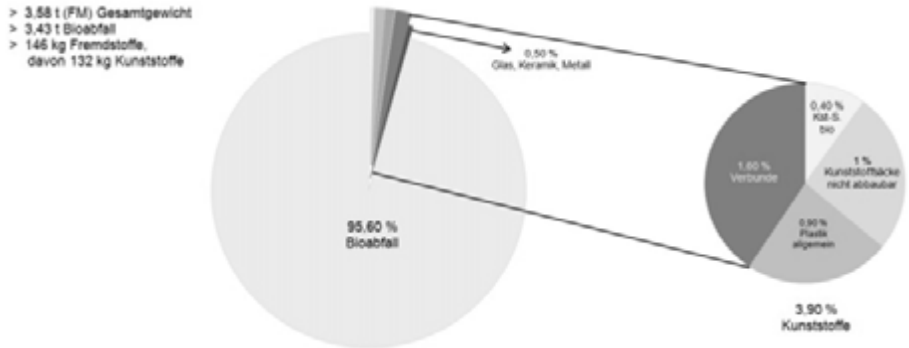


Abb. 3: Störstoffgehalt der 100 untersuchten Biotonnen der Steiermark, Österreich. Bioabfall 95,60 %, Verbunde 1,60 %, Kunststoffsäcke nicht abbaubar 1 %, Kunststoffsäcke bioabbaubar 0,40 %, Glas, Keramik und Metall 0,50 %. Der Kunststoffgehalt beträgt insgesamt 3,90 %.

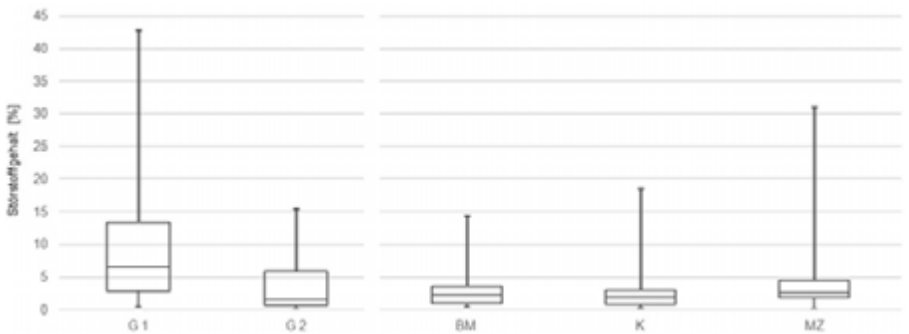


Abb. 4: Störstoffgehalte der 100 untersuchten Biotonnen, 20 Biotonnen je Untersuchungsgebiet. G1: Graz – Innere Stadt, G2: Graz – Umgebung St. Leonhard, BM: Bruck an der Mur, K: Kapfenberg, MZ: Mürzzuschlag.

Diesem Ausgangswert werden die visuelle Beurteilung, NIR-Erkennung und die Bilderkennung gegenüber gestellt, wobei die visuelle Beurteilung die genaueste Erkennungsmethode ist. Die NIR-Erkennung ist vor allem für Kunststoffteile größer als 80 mm sehr gut anwendbar. Die Herausforderung der Methode der Bilderkennung liegt im Labeln der Bilder, da der Klassifikator nur Störstoffe erkennen kann, auf die er zuvor trainiert worden ist. Die Bilderkennung befindet sich bezüglich der Trefferquote des Klassifikators noch in der Testphase und wird laufend weiter entwickelt. Die Betrachtung der Flächenprozent der Kunststofffehlwürfe ist von Bedeutung, da diese im Vergleich zu biogenen Materialien nur ein sehr geringes Gewicht aufweisen. Im Test liegt der Verschmutzungsgrad in Flächenprozent um ein Fünffaches höher, als die Betrachtung der Feuchtmasse in Gewichtsprozent (Abb. 5).

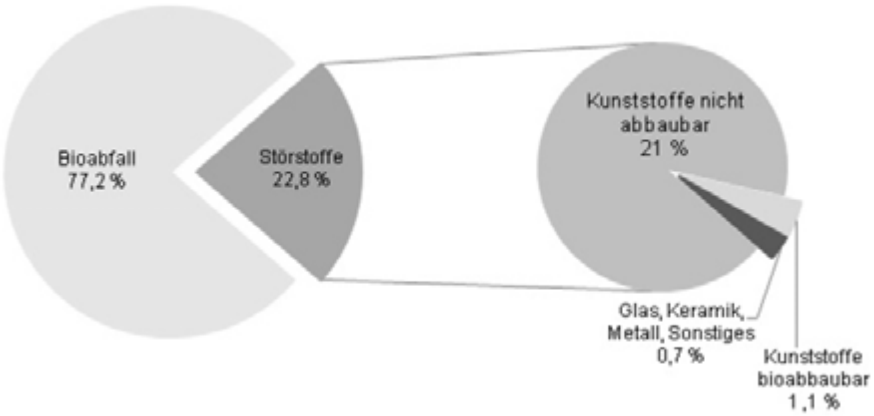


Abb. 5: Verschmutzungsgrad des Bioabfalls in Flächen-%. Bioabfall 77,2 %, Kunststoffe nicht abbaubar 21 %, Kunststoffe bioabbaubar 1,1 %, Glas, Keramik, Metall und Sonstiges 0,7 %.

Da keine der 100 untersuchten Biotonnen kunststofffrei ist, besteht die Notwendigkeit einer Verbesserung der Bioabfallsammlung durch entsprechende Maßnahmen, um letztendlich einen sortenreinen Kompost produzieren zu können. Der Störstoffgehalt ist abhängig von der Siedlungsstruktur und der Vorsammlung. Die Vorsammlung in Haushalten, findet meist nach praktischen und hygienischen Überlegungen statt. Ein enger Zusammenhang besteht mit dem Weg zum Sammelbehälter. Während dieser in Einfamilienhäusern eher kurz ist, müssen die in Mehrfamilienwohnhäusern lebenden Personen meist einen entsprechend langen Weg zur Bioabfalltonne zurücklegen. Aus organisatorischen Gründen wird der Bioabfall in den meisten Fällen am Weg zur Arbeit entsorgt, wobei größtenteils bioabbaubare oder nicht-abbaubare Kunststoffsäcke zur Bioabfallentsorgung verwendet werden. Auch Mehrweggebinde finden in Mehrfamilienwohnhäusern kaum eine Anwendung, da das verunreinigte Gefäß nicht zwischengelagert werden kann. Aufgrund des oft langen Rückweges über mehrere Stockwerke, werden diese selten wieder zurück in die Wohnung gebracht. Ein grundsätzliches Problem tritt vor allem in Wohngebieten auf, in denen die Bewohner ihren Abfall mehr oder weniger anonym entsorgen können. Wenn die Verunreinigung des Bioabfalls durch Kunststoffe keiner genauen Anschrift zugeordnet werden kann, besteht für die Hausverwaltung kaum eine Möglichkeit die Sammlung zu verbessern. Während im kleinstädtischen Bereich vor allem materielle und ideelle Anreize erste Erfolge zeigen, muss in urbanen Gebieten meist auf eine Erhöhung der Gebührenvorschriften zurückgegriffen werden.

Da die Kunststoffteile während des Aufbereitungsprozesses starken Verwitterungsprozessen ausgesetzt sind, ist eine Vermeidung bzw. das Aussortieren von Kunststofffehlwürfen bei der Bioabfallsammlung Voraussetzung für einen sortenreinen Kompost.

4 AUSBLICK

Aktuell wird im Rahmen des Projektes „DeSort“ an folgenden Fragestellungen weiter geforscht:

- Mit welchen Maßnahmen können anhaltende Erfolge einer störstofffreien Bioabfallsammlung erzielt werden?
- Anforderungen an die zu entwickelnde Technologie?

5 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft mbH und den Wirtschaftspartnern Binder & Co AG, Holding Graz, Poschacher Kompost, Servus Abfall Dienstleistung GmbH und dem Abfallwirtschaftsverband Mürzverband für die erfolgreiche Zusammenarbeit im Projekt DeSort.

LITERATUR

Bauer, E.-M. (2017) *Die Qualität der Bioabfallsammlung in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur und dem Sammelsystem im Bezirk Graz-Umgebung.* Masterarbeit Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Geographie und Raumforschung, Graz.

Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2001) *Verordnung über Qualitätsanforderungen an Komposten aus Abfällen (Kompostverordnung - KV).* BGBl. II Nr. 292/2001, Wien.

Council of the EU (2017) *Council and Parliament reach provisional agreement on new EU waste rules.* Pressemitteilung 816/17 vom 18.12.2017 und EU COM (2015) *Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy*, 614, Brussels.

Düngemittelverordnung (DüMV) (2012) *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln.* Düngemittelverordnung vom 5.12. 2012 BGBl. I 2482, geändert 26.5.2017 BGBl. I 1305, Deutschland.

Kehres, B. (2018) *Problem Fremdstoffe / Kunststoffe in Bioabfall und Kompost*. 30. Kasseler Abfall- und Ressourcenforum, Kassel.

Saveyn, H. & Eder, P. (2014) *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost and digestate) – Technical proposals.* COM, Institute for Prospective Technological Studies, 308, Seville.

Wellacher, M., Kaltenböck, H. & Pomberger, R. (2019) *Automatische Erkennung von Kunststofffehlwürfen am Sammelfahrzeug und Maßnahmen zur Reduzierung von Fehlwürfen.* 31. Kasseler Abfall- und Ressourcenforum – Bioabfall und stoffliche Prozesse, Kassel.

Wellacher, M. & Kunter, A. (2017) *Störstoffmanagement in biogenen Abfällen. Waste-to-Ressources 2017,7*. Internationale Tagung MBA, Sortierung & Recycling, 1-15, Hannover.

Leitfaden für den nachhaltigen Umgang mit Abfällen in besonders geschützten Naturgebieten in Russland

O.V. Ulanova
INRTU, Environmental Center „Baikal Waste Management“, Irkutsk, Russland

J. Ebbing
Lobbe Umwelt-Beratung, Iserlohn, Deutschland

KURZFASSUNG: In der Russischen Föderation sind zum 1. Januar 2017 über 12.500 besonders geschützte Naturgebiete von föderaler, regionaler und lokaler Bedeutung ausgewiesen. Die Gesamtfläche dieser Areale beträgt 232,5 Millionen Hektar (einschließlich Meeresgebiete), dies entspricht 13,6 % der Gesamtfläche Russlands. Die Entwicklung des Tourismus in besonders geschützten Naturgebieten geht mit der Erhöhung des aufkommenden Abfallvolumens einher. Die Verbesserung des Abfallbewirtschaftungssystems in Naturschutzgebieten ist einer der Schlüssel zum Erhalt der biologischen und landschaftlichen Vielfalt und zur Begrenzung der negativen Auswirkungen auf die Umwelt. Im Sommer 2019 wurde im Rahmen einer Initiative der Agentur für strategische Initiativen (Russland) gemeinsam mit der Lake Baikal Foundation for Environmental Applications and Research von den Autoren ein Leitfaden für den nachhaltigen Umgang mit Abfällen in besonders geschützten Naturgebieten entwickelt (Zacharova et al. 2019).

1 EINLEITUNG

Besonders geschützte Naturgebiete spielen eine Schlüsselrolle bei der Erhaltung der Artenvielfalt und der Diversität der natürlicher Ökosysteme. Im Jahr 2017 besuchten rund 11 Millionen russische und ausländische Touristen die besonders geschützten Naturgebiete in Russland und der Touristenstrom soll bis 2021 auf 15 Millionen Menschen pro Jahr ansteigen, was die Bevölkerung Österreichs um das 1,7-fache übertrifft.
Laut des Erlasses des Präsidenten der Russischen Föderation zum 100. Jahrestag des Naturreservatesystems wurde 2017 zum Jahr der Naturschutzgebiete in Russland erklärt. Die Entwicklung des Tourismus in besonders geschützten Naturgebieten geht mit der Erhöhung des aufkommenden Abfallvolumens einher. Die Verbesserung des Abfallbewirtschaftungssystems in Naturschutzgebieten ist einer der Schlüssel zum Erhalt der biologischen und landschaftlichen Vielfalt und zur Begrenzung der negativen Auswirkungen auf die Umwelt.

2 DARSTELLUNG DES LEITFADENS

Im Sommer 2019 wurde im Rahmen einer Initiative der Agentur für strategische Initiativen (Russland) gemeinsam mit der Lake Baikal Foundation for Environmental Applications and Research das Leitfaden für den nachhaltigen Umgang mit Abfällen in besonders geschützten Naturgebieten entwickelt.

2.1 Zielsetzung

Ziel des Leitfadens für den nachhaltigen Umgang mit Abfällen ist die Einführung effektiver, moderner und umweltfreundlicher Abfallbewirtschaftungssysteme in russischen Naturschutzgebieten.

Die Aufgaben des Leitfadens sind:

- Schaffung von Möglichkeiten für die Durchführung einer getrennten Abfallsammlung für die maximale Anzahl von besonders geschützten russischen Naturgebieten,
- Aufbau einer umfassenden Kommunikationsaktivität zur Entwicklung eines Abfallmanagementsystems in besonders geschützten russischen Naturgebieten und
- Verbreitung erfolgreicher Erfahrungen mit russischen und ausländischen besonders geschützten Naturgebieten im Bereich der Abfallwirtschaft.

2.2 Überblick über Nationalparks in Russland

In der Russischen Föderation sind zum 1. Januar 2017 über 12.500 besonders geschützte Naturgebiete von föderaler, regionaler und lokaler Bedeutung ausgewiesen. Die Gesamtfläche dieser Areale beträgt 232,5 Millionen Hektar (einschließlich Meeresgebiete), dies entspricht 13,6 % der Gesamtfläche Russlands.

Gemäß dem Gesetz der Russischen Föderation über besonders geschützte Naturgebiete werden die folgenden Kategorien unterschieden:

1. staatliche Naturschutzgebiete, einschließlich der Biosphärenreservate,
2. Nationalparks,
3. Naturparks,
4. staatliche Heiligtümer,
5. Naturdenkmäler,
6. dendrologische Parks und botanische Gärten,
7. Gesundheits- und Erholungsgebiete.

Acht dieser Gebiete wurden in die Liste des Weltnaturerbes der UNECSO aufgenommen, dies umfasst 11 Reservate, 4 Nationalparks und 3 Bundesreservate. Weiterhin sind drei der ungewöhnlichsten Parks dargestellt (siehe Abb. 1).

Die Kurische Nehrung *(Куршская коса)* ist der kleinste Nationalpark in Russland im Kaliningrader Gebiet. Die Nehrung ist eine 98 km lange Halbinsel an der Nordküste des Samlands mit einer Gesamtfläche von 7,9 Tsd. ha. Im Jahr 2000 wurde die Kurische Nehrung von der UNESCO zum Weltkulturerbe erklärt. Yugyd Va ist Europas größter Nationalpark (vor dem Vatnajökull-Nationalpark in Island) und war bis zur Gründung des Beringia-Nationalparks 2013 Russlands größter Nationalpark. (1,9 Millionen Hektar). Das Territorium des Parks ist Teil des UNESCO-Weltkulturerbes “Komi Virgin Forests“. Der Nationalpark Russische Arktis *(Русская Арктика)* ist einer der ungewöhnlichste Parks.
Der föderale Nationalpark Russische Arktis (Gesamtfläche von 8 Millionen 778 Tausend Hektar, einschl. Wasserfläche - 6 Millionen 544 Tausend ha) wurde im 2009 gegründet. Der Nationalpark Russische Arktis umfasst den nördlichen Teil der Insel des nördlichen Archipels von Novaya Zemlya mit angrenzenden Inseln (“Victoria Island“, Naturreservat “Franz-Josef-Land“).
Die biologische Vielfalt und die Einzigartigkeit von Landschaften in russischen Naturschutzgebieten sind grenzenlos.



Abb. 1 Drei der ungewöhnlichsten Nationalparks in Russland: Kurische Nehrung; Yugyd Va; Nationalparks Russische Arktis.

2.3 Zero Waste in den weltweite besonders geschützten Naturgebieten

Laut der Internationalen Union zur Bewahrung der Natur (Weltnaturschutzunion) (IUCN) gibt es insgesamt mehr als 100.000 Naturschutzgebiete mit unterschiedlichem Status auf der Erde. Die Gesamtfläche aller Nationalparks der Welt beträgt etwas mehr als 4,4 Millionen Quadratkilometer, ca. 23,6 % von der Fläche aller Naturschutzgebiete des Planeten.
Der nachhaltige Umgang mit Abfällen in besonders geschützten Naturgebieten stellt nicht nur in Russland, sondern auch weltweit eine zunehmende Herausforderung dar.

In den vergangenen Jahrzehnten wurden hier vielfältige Erfahrungen gemacht und wegweisende Verbesserungen des Umgangs mit Abfällen eingeführt.
Bei der Erarbeitung des Leifadens wurden Best Practice Beispiele aus einer Vielzahl von Nationalparks analysiert und auf die Übertragbarkeit auf besonders geschützte russische Naturgebiete betrachtet. Es wurden Erfahrungen im Bereich der Abfallbewirtschaftung in besonders geschützten Naturgebieten in den Ländern der Europäischen Union (Deutschland, Österreich, Frankreich, Finnland, Polen, Schweden) den USA und Kanada sowie Japan, gesammelt und auf die Übertragbarkeit für russische Naturschutzgebiete analysiert. Nachfolgende Kriterien wurden beurteilt:

- Abfalllogistik, Abfallmanagement,
- Aufklärungsarbeit von Mitarbeitern und Besuchern der Nationalparks,
- digitale Lösungen zur Verbesserung der Umweltkultur von Touristen und
- Ergebnisse der Umsetzung von Agenda der nachhaltigen Entwicklung von Nationalparks.

In vielen Naturschutzgebieten wurden folgende zielführende Maßnahmen gegen Littering identifiziert:

- Verbot der Nutzung von Einweg-Plastik-Artikeln,
- Verbot des Verkaufs von Wasser in Flaschen und die Verwendung von Einweg-Plastikflaschen am Ort,
- die Abfallsammelstellen konzentrieren sich auf Campingplätze und Erholungsgebiete,
- an Zu- und Ausgängen der Nationalparks werden komfortable Sammeleinrichtungen geschaffen und
- auf besonders frequentierten touristischen Routen gibt es Hinweise zur korrekten Abfallentsorgung, die auf den nächstgelegenen Sammelpunkt hinweisen.

Das universelle Prinzip: „Mitgebracht - Mitgenommen“ ist die wichtigste Maßnahme zur effektiven Lösung des Abfallproblems. Die überwiegende Praxis in Nationalparks schließt die Aufstellung von Containern zur Sammlung dieser Abfälle in Kerngebieten explizit aus. Die Besucher müssen die Abfälle bis zum Ausgangspunkt der Besichtigung mitnehmen und dort entsorgen. Die Regeln für die Abfallentsorgung werden vom Personal der Schutzgebiete kontrolliert. Ordnungswidrige handelnde Personen werden mit Bußgeldern belegt. In besonders frequentierten Bereichen von Nationalparks in Schweden, USA, Kanada, Schweiz sind Abfallsammelbehälter mit Schutz vor Wildtieren installiert. Alle Nationalparks informieren ihre Besucher über eine Webseite über den Park und die Einrichtungen. Digitale Formate der Umwelterziehung sind auf die Verbesserung der Umweltkultur der Touristen abgestimmt.

2.4 Zero Waste in den besonders geschützten Naturgebieten des Russlands

2.4.1 Abfallprobleme in besonders geschützten Naturgebieten des Russlands

Die Naturschutzgebiete stehen derzeit vor einer Reihe von Herausforderungen. Einerseits ist es notwendig, den ökologischen Tourismus zu entwickeln und russische und ausländische Besucher in Naturparks und Naturschutzgebiete einzuladen. Ohne ein funktionierendes Abfallmanagementsystem führt das Wachstum des Touristenstroms zu einer Verschlechterung der Wasserressourcen, zu Bodenerosion, der Störung des Lebensraums einzelner Tierarten, zum Verlust der Vegetationsbedeckung und in Folge zur Degradation ganzer Ökosysteme.

2.4.2 Vorstellung des Leitfadens

Der entwickelte Leitfaden ermöglicht die Schaffung nachhaltiger Abfallbewirtschaftungssysteme in besonders geschützten russischen Naturgebieten unter aktuellen Bedingungen (SWOT-Analyse). Die Vorschläge wurden mit den Projektpartnern in wegweisende Richtlinien weiterentwickelt. Die Abfallwirtschaftsrichtlinien für besonders geschützte Naturgebiete basieren auf zwei aufeinander aufbauenden Szenarien. Die Szenarien enthalten innovative Maßnahmen, mit deren Hilfe die Verwaltung von Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung ihrer finanziellen sowie klimatischen, geografischen, touristischen und wirtschaftlichen Bedingungen ein Höchstmaß an Effizienz bei der Entsorgung kommunaler Siedlungsabfälle erzielen kann. Dabei wurden verschiedene Optionen für die Abfallbewirtschaftung entwickelt: Empfehlungen für die Schaffung von geeigneter Infrastruktur (Logistik für getrennte Abfallsammlung und Recyclingzentren in der Nähe von Naturschutzgebieten) sowie Empfehlungen für die Umwelterziehung für Mitarbeiter, Touristen und örtliche Anwohner.
Eines der Kapitel des Leitfadens enthält schrittweise Anweisungen zum nachhaltigen Umgang mit Abfällen für fünf Zielgruppen:

- Mitarbeiter von Naturschutzgebieten,
- Vertreter der Tourismusbranche (Eigentümer von Campingplätzen, Museen, gastronomische Einrichtungen usw.),
- Reiseveranstalter und -manager sowie Begleiter von Touristengruppen,
- Touristen sowie Besucher und
- Abfallsammelbetriebe (Recyclingunternehmen).

Der Leitfaden enthält auch Empfehlungen zur Implementierung des grünen Zertifizierungssystems für Organisationen, die mit Naturschutzgebieten zusammenarbeiten (z.B. ECEAT, Green Globe 21, Blue Flag, Green Key, Ecocamping e.V.) (Zacharova et al. 2019).

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Basierend auf den Ergebnissen des Leitfadens werden derzeit in mehr als 30 besonders geschützten Naturgebieten in Russland Pilotprojekte für die getrennte Abfallsammlung und Abfallvermeidungsstrategien (ZeroWaste Initiative) offiziell angekündigt, darunter: Transbaikal National Park, Krasnojarsker Naturschutzgebiet "Säulen", Nationalpark "Kenozersky", Baikal Nature Biosphere Reserve und andere (siehe Abb. 2). Der entwickelte Leitfaden und die Einführung eines nachhaltigen Systems zum Umgang mit Abfällen mit der Priorität der getrennten Abfallsammlung ist ein wesentlicher Bestandteil der Entwicklung von Naturschutzgebieten und eine Herausforderung für die Steigerung des Umweltbewusstseins der russischen Gesellschaft.



Abb. 2: Pilotprojekte “Zero Waste Initiative“ in der Baikal Nature Biosphere Reserve; State Nature Reserve "Säulen"; Nationalparks "Onega Pomerania“ und “Kenozersky“.

LITERATUR

Zacharova, O., Zvetkova, A., Ulanova, O., Ebbing, J., Petrunina, E., Tolochonova, A. (2019) Leitfaden für den nachhaltigen Umgang mit Abfällen in besonders geschützten Naturgebieten in Russland, Moskau. Agentur für strategische Initiativen. 2019 - 170 s.URL: https://asi.ru/upload/library/27_02_20.pdf

Development of local municipal solid waste management in the Western Transdanubia region of Hungary

Z. Nagy
3B Hungary Ltd., Zalaegerszeg, Hungary

B. Csőke, J. Faitli & R. Romenda
University of Miskolc, Institute of Raw Materials Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary

A.A. Kállay
University of Miskolc, Institute of Energy- and Quality Affairs, Miskolc, Hungary

ABSTRACT: Hungarian municipal solid wastes (MSW) management has developed tremendously over the past 15 years. More than 3,000 landfills and dumps had been closed, just to mention one improvement. However, still, lots of work is necessary to accomplish the EU's ambitious aim of decreasing landfilling and increasing recycling and composting. The municipality of Zalaegerszeg is a centre of a Western Transdanubian area, where the MSW management public service for about 500,000 habitants has to be solved daily. In 2016, a Hungarian planning and manufacturing company, the 3B Hungary Ltd. started a project with the Institute of Raw Materials and Environmental Processing, University of Miskolc, to reduce waste landfilling in this region focusing on the local handling and utilisation of the residual municipal solid wastes (RMSW). Processing and utilisation of some selectively collected municipal waste streams were solved previously; therefore, research is focused only on RMSW. Two development stages were planned. The first one is the construction of a mechanical processing plant with which the landfilling ratio of RMSW can be reduced below 60 %. The second one is the local and combined thermal utilisation of the RDF and bio-fraction with which landfilling of RMSW can be further decreased below 15 %.

The first development stage has been accomplished. A new, almost completely Hungarian developed and produced waste processing plant (60,000 tons/year capacity) was inaugurated on 13th July 2018. The designed and built mechanical-physical technology contains a two-rotary pre-shredder, a drum sieve to separate the so-called "bio-fraction", the newly developed KLME (combined air flow, magnetic and eddy-current separator, KLME is the Hungarian abbreviation), two NIR sorters, the final shredder and all the necessary auxiliary equipment. Main products of the technology are the bio- and inert fractions (still landfilled after the first stage), material streams for recycling, Fe, Al, PET and PVC and the secondary fuel material (RDF) for energetic utilisation.

Intensive research is taking place for accomplishing the second development stage. A common Hungarian problem right now is, that the incineration capacity for RDF thermal utilisation is lower than the produced RDF quantities and that long transport distances exist; therefore, a local solution is a priority. Fundamental research is being carried out to examine and to produce pellets made from the bio-fraction and RDF. Thermal incineration tests have been carried out with products of the Zalaegerszeg plant in a local small industrial scale incineration plant in Eger. A pilot-scale pyrolysis reactor has also been built and pyrolysis tests have been done. Another technology, namely a disintegrator machine with two rotors with pins, that comminutes and dries the bio-fraction before the pyrolysis reactor, has also been tested.

1 INTRODUCTION AND AIM

As of 2017, there were 26 residual municipal solid waste (RMSW) processing plants in Hungary, mainly mechanical–physical plants (Leitol 2017). Typically, the key comminution, separation and sorting machines were imported from abroad (with the exception of the recently commissioned plant). The main products of these plants are the bio-fraction, some small material streams for waste-to-material recycling, such as Fe, Al and PET, and the refuse derived fuel (RDF). At this point, the bio-fraction is mainly landfilled in Hungary. A small proportion of the bio-fraction is stabilised by aerobic decomposition before landfilling. There is ongoing intensive research about better handling and utilisation for the bio-fraction in the country. The current Hungarian situation is that the rate of recycling of the valuable materials from RMSW is also rather low because of the existing low aftermarket and processing industry capacities. The municipality of Zalaegerszeg decided on the improvement of the MSW management of the region. In the near past, 100 % of the RMSW was landfilled in the up-to-date landfill of the community. A consortium consisting of a machine and technology producer (3B Hungary Ltd.), a scientific partner (the Institute of Raw Materials Preparation and Environmental Processing, University of Miskolc), and a public waste managing service company (Zala-Müllex Ltd.) is working on the development and construction of an RMSW processing technology targeting no-landfilling for this waste stream (Faitli et al. 2018). The development and construction of the mechanical-physical processing plant – the first stage – was supported by an EU-funded grant. A new waste processing plant was built in Zalaegerszeg (Búslakpuszta) to treat residual municipal solid wastes of the region (60,000 tons/year). The inauguration of the new plant, which is almost entirely developed in Hungary and constructed and equipped by Hungarian firms, was at 13 July 2018. Since the inauguration, the technology has been slightly modified based on the experience gained from industrial-size operational tests. On 25 and 26 September 2019, three industrial-size tests were carried out with samples of more than 10 tons each.

Meanwhile, the research work of the second phase of the development of the Zalaegerszeg area MSW management has also been started. Research and development work for local, combined bio-fraction and RDF thermal utilisation has started. Pyrolysis has some advantages over incineration: higher material utilisation ratio, lower emissions, higher energy utilisation efficiency, lower installation and operation costs, with the added benefit that smaller local plants can be operated efficiently. A considerable risk of selecting this utilisation direction is that very limited industrial references exist for RMSW bio-fraction and RDF pyrolysis. There is no such facility in Hungary, therefore fundamental research is necessary with local waste materials. A pilot-scale pyrolysis reactor has been built; reporting about it is out of scope here. This paper also reports on findings for mechanical pre-treatment, mainly pelletising tests of these material streams to produce fuels for the pyrolysis and to measure the material features for the technological and economic design.

2 MATERIALS AND METHODS

Before the design of the processing technology, a sampling campaign was carried out in the area (Faitli et al. 2018). The technological flowsheet of the plant as it was inaugurated (July 2018) was published in Faitli et al. (2018, 2019). The technology has since been modified, and the current version (as of October 2019) is shown in Fig. 1.

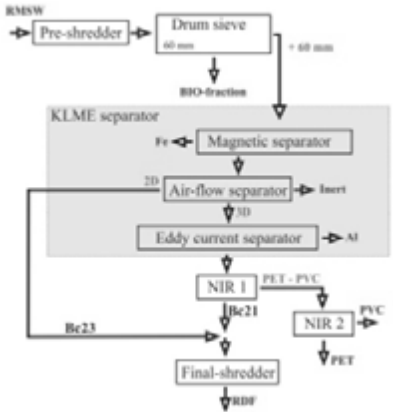
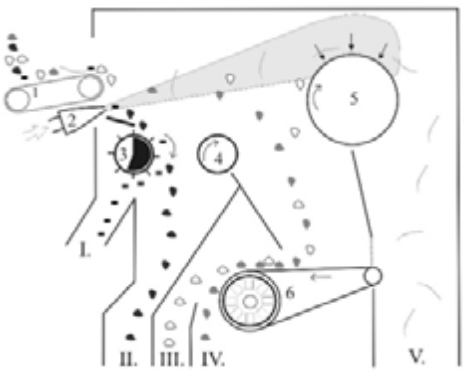


Fig. 1: The mechanical–physical RMSW processing technology.


Fig. 2: The KLME separator.

The first machine is a Metso M&J PreShred 1000 two-rotor rotary shredder. This machine ensures even feed for the technology as well. The industry standard drum sieve is equipped with a drum screen with 60 mm circular openings. The separated bio-fraction (< 60 mm) will be temporarily landfilled after this first stage of development. The pre-shredded coarse fraction (> 60 mm) goes into the newly developed KLME separator working on the basis of the Coanda effect. The Coanda effect is well known in the literature. In 1910, the Romanian engineer Coanda observed that air flows near surfaces would bend because of the influence of the fluid dynamics of the surfaces (Crivio & Doroftei 2016).



Main technological units:
1. Belt conveyor feeder
2. Air nozzle
3. Magnetic drum
4. Rotated auxiliary cylinder
5. Coanda roller
6. Eddy current separator

Numbers and short names of products:
I. Magnetic
II. Inert
III. Al
IV. 3D
V. 2D

Fig. 3: The KLME separator with Coanda roller schematics.

The air beam is released by the nozzle and induced by the centrifugal impeller fan should reach the upper ¾ part of the Coanda roller. If the operation is sufficient the air coming out from the nozzle with the retained air together will flow above the Coanda roller into output V. If this flow pattern is fulfilled the evolved Coanda effect helps effective 2D separation because 2D shaped particles are “sucked” onto the drum surface by the Coanda effect and the rotating drum transports them to output V. However, experimental difficulties were experienced with the previously made mock-up units with targeting the air beam into the proper section of the Coanda roller. The angle of the air nozzle was changed systematically; however, the design of the KLME housing and its inner structure strongly influence the propagation direction of the air beam. Improper design can propagate the air beam upward, way above the Coanda drum, or downward into the eddy-current separator. In such a case, it was not the angle of the nozzle that determined the direction of the blown-in air beam. In the case of the upward beam distraction, additional air was sucked in from above the beam, and an eddy was formed between the air beam and the upper wall, and its result was the upper beam distraction. After redesigning the separator these problems were eliminated and now the direction of the air beam propagation can be set precisely by setting the angle of the air nozzle. Fig. 2 shows the recent version of the KLME separator. Before the end of the treatment line (Fig. 1) there are two near-infrared (NIR) sorters. The first one is set to remove the PET and PVC particles and the second one cleans the PET product from this stream by removing the PVC. By this way, the technology separates the Al, PET and Fe materials for waste-to-material recycling and the PVC is also removed from the produced RDF, which is necessary for the thermal utilisation. The final machine of the technological flowsheet is a one-rotor shredder produced by Metso (Fine Shred) with a radial cutting gap.

Three industrial size processing experiments (Test A, B and C) were carried out on 25 and 26 September 2019 with RMSW average samples of more than 10 tonnes each from the area. The average capacity of the operating technology and mass of all products of a run were measured. Samples were taken and sieved and hand sorted from all products during the industrial size tests.

Mechanical pre-treatment experiments with the bio-fraction and RDF were carried out from September 2018 to August 2019. Samples were taken many times during the experimental runs of the mechanical–physical RMSW processing plant. Moisture content was measured in a drying oven at 105 °C until mass equilibrium. Empirical particle size distribution was measured by hand sieving with different laboratory sieve series. The material composition was determined by hand sorting with the help of

some auxiliary equipment (magnets, Raman spectrometer, FTIR spectrometer, XRF spectrometer). For the separation of the non-ferrous metal, rock and glass particles a counter-current air flow separator made by the Institute of Raw Materials Preparation and Environmental Processing, University of Miskolc, was used. For the pelletising experiments, a pilot-scale flat die pelletising machine was used that was made by this institute. The nominal capacity of this pelletiser machine is 100–200 kg/h depending on the physical features of the fed material. The outer diameter of the flat die is 200 mm, the length of the holes is 28 mm and their inner diameter is 8 mm. For the laboratory comminution of the prepared samples, a cutting mill was used (diameter and length of the rotor: 300 × 600 mm, inside sieve opening: 10 and 20 mm, nominal capacity: 200 kg/h, tangential speed of tip point: 26.3 m/s). Ash content and calorific value were measured by the accredited laboratory of the Department of Combustion Sciences, University of Miskolc.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Previously, experiments had been carried out to determine an optimised setup of all the technical parameters of the RMSW processing plant. Two tests were planned with identical parameters with a moderate capacity and the third one with slightly increased capacity. The pre-shredder machine acts as a controllable feeder as well. The revolution number of its rotors determines the mass flow rate of feed. During Test-C this revolution number was increased from 35 1/min to 40 1/min. Because of the increased feed, the speed of the moving floor conveyor and the revolution number of the drum sieve were also increased. Tab. 1 shows the mass data of each product as well as the calculated mass yields of products in wet mass percentage units.

Tab. 1: Products mass yield data of the industrial tests.

	Test-A		Test-B		Test-C	
Product of technology	Mass [kg]	Mass yield [%]	Mass [kg]	Mass yield [%]	Mass [kg]	Mass yield [%]
Bio-fraction (< 60 mm)	5,860	55.6	6,100	59.5	6,840	56.7
Fe (all magnetic)	268.7	2.6	328	3.2	129.56	1.1
Inert (Si)	552.9	5.3	502	4.9	658.6	5.5
Al	13.5	0.1	12.5	0.1	13.84	0.1
PET	345.2	3.3	225	2.2	123.47	1
PVC	9.15	0.1	7.8	0.1	19.8	0.2
RDF	3,465	33	3,065	30.0	4,270	35.4
Total	**10,514**	**100**	**10,240**	**100**	**12,055**	**100**
Measured capacity	15 t/h		17 t/h		17 t/h	

During Test-A the feed mass flow rate was 15 t/h at 35 1/min pre-shredder rotor revolution number. 55.8 % of the feed was yielded into the bio-fraction product. The mass flow rate of the KLME separator feed was 6.4 t/h. The mass yield of the RDF product was 33.2 %, therefore, the capacity of the final-shedder was 4.9 t/h. The aluminium content of the Al product was very high (87.2 m%). The magnetic content of the Fe product was moderate, only 59.8 m%. The PET product contained 49.9 m% PET from which about 8 m% was PET textile.

During Test-B the throughput of the plant was 17 t/h, although the pre-shredder rotor revolution number was the same (35 1/min). This is a considerably higher capacity. The only explanation is that the mass of the material, - especially its moisture content - was higher. 59.5 m% of the fed material was yielded into the bio-fraction. The mass flow rate of the KLME separator was 6.9 t/h. The RDF yield was 30 m%, therefore the

final shredder operated with 5.1 t/h. The products were considerably cleaner, the aluminium content of the Al product was 90.6 %, the magnetic material content of the Fe product was 81.2 m% and the PET product contained 49.89 m% PET bottles and sheets and additionally about 14 m% PET textile.

Although in Test-C the revolution number of the rotors of the pre-shredder was increased by 14 % up to 40 1/min, the measured throughput was also 17 t/h. This is also because of the material, with a little lower moisture content in this case. 56.7 m% was the bio-fraction yield, and 7.3 t/h was the KLME feed. The capacity of the final shredder was 6 t/h and 35.4 m% of the feed was distributed into the RDF product. The Al product contained 84.9 % aluminium; the Fe product contained 71.65 % magnetic particles. The PET content of the PET product was the highest, 73.5 m%, which contained 46.1 m% PET bottles and sheet and 27.4 m% textile PET as well.

Mechanical pre-treatment experiments with the bio-fraction and RDF had been carried out before the described industrial tests; however, its description is more relevant here because the aim of this research is the technical and economical foundation of a local and combined thermal utilisation of the energetic products of the plant. Material contents of separated size fractions were analysed. The paper content is highest in the coarsest fraction, and as the size decreases the paper content decreases significantly. The content of the biologically degradable components is just the opposite, their concentration increases with decrease in particle size. The inert content is similarly distributed as the bio-fraction. The 2D foils are evenly distributed in all size fractions. More 3D plastics are found in the intermediate size fractions.

The extremely high moisture and ash contents of both the bio-fraction and RDF make further processing steps reasonable for the combined pyrolytic utilisation. These steps might be further comminution, drying with preferably self-heat made from the products of the pyrolytic reactor and upgrading with a counter-current air flow separator. This research is still ongoing. Fig. 4 shows photos of RDF and bio-fraction pellets as an example.



Fig. 4: RDF (left) and bio-fraction (right) pellets.

The bio-fraction can be treated and valuable secondary fuel can be made. Its original moisture content is extremely high (46–62 m%); therefore, a drying step seems to be unavoidable (Tab. 2). The high terminal settling velocity content (plastic, paper etc.) can be separated by a counter-current air flow separator with air velocity v_a > 13 m/s. In this way, the ash content can be decreased below 36–38 m%. Further treatment might be sieving at 4 - 5 mm to remove the fines and so the ash content can be reduced below 30 m%, and thus the calorific value will increase to 12–13 MJ/kg.

During pelletising, the bulk density of the bio-fraction can be increased to 440 kg/m^3, which is suitable for feeding a pyrolytic reactor.

Tab. 2: Main physical features of the non-treated bio-fraction and RDF.

Material	50 % particle size [mm]	Max. particle size [mm]	Moisture content [m%]	Ash content [m%]	Calorific value [MJ/kg]
non-treated bio-fraction	10– 25	60	46–62	45– 60	8–11
non-treated RDF	10– 14	32	15– 30	15– 25	16– 22

When the actual process engineering design will be carried out all the technical and economic issues have to be taken into account, because these treatments need energy and incur costs, and more treatment might simply result in more residual material that has to be landfilled in this special case. Regarding the RDF, more treatment steps might be reasonable, because its moisture content is still high. On a given occasion one extreme value was measured, namely 52 m% moisture content. Therefore, drying seems also to be necessary here. Before pelletising, comminution below 10-15 mm seems to be appropriate and can lead to good quality pellets being produced for the pyrolytic reactor (Tab. 3).

Tab. 3: Main physical features of treated bio-fraction and RDF pellets.

Material	Bulk density [kg/m^3]	Moisture content [m%]	Ash content [m%]	Calorific value [MJ/kg]
treated bio-fraction pellet	300– 440	20– 25	45– 55	8.5– 13
treated RDF pellet	320– 355	10–15	10– 20	18–24

4 CONCLUSIONS

The municipality of Zalaegerszeg (Hungary) has decided to improve its MSW management, as they would like to decrease landfilling in the area close to 0 %. The first stage of this conceptual plan has been carried out because a new mechanical–physical RMSW processing plant has been constructed. Since then the plant has been operating in test mode and some modifications also have been made. Three different industrial size prototypes of the KLME separator have been made. The best construction so far is the KLME separator with a Coanda roller described here. Three industrial size mechanical processing tests with samples of more than 10 tons each were carried out to analyse the current operation and yield and quality of products. Smooth and stable plant operation was experienced with quite stable and satisfactory purity product yields, despite the very heterogeneous nature of raw RMSW. Basic research is taking place to gain the necessary data for the design and economic considerations before the second RMSW management development stage of the region. By further treating the bio-fraction and RDF products of the built plant, good quality pellets have been made.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The described work was supported by the projects GINOP-2.1.1-15-2016-00904 “Development of new equipment production for the low and medium capacity RMSW processing technologies” and EFOP-3.6.2-16-2017-00010 “Sustainable Raw Material Management Thematic Network – RING 2017”. The realization of these projects is supported by the Hungarian Government and the European Union in the framework

of the Széchenyi 2020 program supported by the European Structural and Investment Fund.

REFERENCES

Crivio O. and Doroftei I., (2016): Some experimental results on Coanda effect with application to a flying vehicle. 7th International Conference on Advanced Concepts in Mechanical Engineering, IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 147(1)

Faitli, J., Csőke, B., Romenda, R., Nagy, Z. and Németh, S., (2018): Developing the combined magnetic, electric and air flow (KLME) separator for RMSW processing. *Waste Management & Research*, 36(9): 779-787

Faitli, J., Csőke, B., Romenda, R., Nagy, Z., and Németh, S., (2019): Industrial Tests with a New Mechanical – physical RMSW Processing Plant in Búslakpuszta, Hungary. In: Moustakas K., and Loizidou, M., (ed.) Proceedings of the 7th International Conference on Sustainable Solid Waste Management. Herakleion, Greece, pp. 1-8. Paper: Session XIV paper 14.

Leitol, Cs., (2017): The application of multi standpoint technical, environmental and economic analysis in the feedback technique design of mechanical – biological MSW processing plants). PhD Thesis, University of Pécs, Hungary

Leistungen der österreichischen Reparaturszene für Kreislaufwirtschaft und Klimaschutz

M. Neitsch, M. Wagner & I. Schanda
RepaNet – Re-Use und Reparaturnetzwerk Österreich, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Leistungen des österreichischen Reparatursektors sind ein wertvoller Beitrag zur Kreislaufwirtschaft, weniger wegen der umgesetzten Mengen, sondern weil sie auf der höchsten Stufe der Abfallhierarchie stattfinden. Die Verlängerung der Produktnutzungsdauer verringert nicht nur das Abfallaufkommen (zum Teil gefährlicher Abfall), sondern hat viel weitreichendere Folgen. In einer modernen, ganzheitlichen Kreislaufwirtschaft arbeiten Akteure unterschiedlicher Sektoren zusammen, um die Umweltauswirkungen der Abfallwirtschaft zu minimieren und gleichzeitig positive (soziale) Nebeneffekte zu schaffen. In einigen Bundesländern wurde bereits bewiesen, dass sich die Förderung von Reparaturbetrieben und -initiativen auszahlt.

In einer aktuellen Studie des europäischen Umweltbüros (EEB), in der zahlreiche Life Cycle Assessments ausgewertet und zusammengeführt wurden, kommen die AutorInnen zu dem Schluss, dass die Reparatur anstatt des Neukaufs in allen untersuchten Szenarien umweltfreundlicher ist. Um die Umweltauswirkungen der Nicht-Nutzungsphasen zu kompensieren, müsste beispielsweise eine Waschmaschine 17 bis 23 Jahre und ein Notebook 20 bis 44 Jahre genutzt werden (EEB 2019).
In Repair Cafés setzen die TeilnehmerInnen alles daran, diesen Zeiträumen zumindest näher zu kommen. RepaNet unterstützt schon seit dem Aufkommen der Repair-Café-Bewegung lokale Reparaturinitiativen, die Repair-Cafés und ähnliche Veranstaltungen organisieren, indem es deren Aktivitäten öffentlichkeitswirksam bewirbt, ihre Interessen vertritt und den Erfahrungsaustausch durch die Organisation von Netzwerktreffen fördert.
Inspiriert vom Vorbild des Netzwerks der deutschen Reparaturinitiativen, das von der „anstiftung“ getragen wird, koordiniert RepaNet nun seit 2017 das Netzwerk der österreichischen Reparaturinitiativen und unterstützt seine Entwicklung, um gemeinschaftlich organisierte Möglichkeiten für Reparatur im Sinne von DIY („Do It Yourself“) zu fördern und das gesellschaftliche Bewusstsein für achtsamen Umgang mit Ressourcen zu stärken. Die soziale Komponente ist hier zentral, da es in großem Maß um zwischenmenschlichen Austausch, gegenseitige Hilfe und lokale Gemeinschaft geht.
Im Netzwerk engagieren sich neben Privatpersonen auch gewerbliche ReparateurInnen auf ehrenamtlicher Basis, vor dem Erfahrungshintergrund, dass durch Bewusstseinsbildung und lokale Kooperationen indirekt die Nachfrage nach gewerblichen Reparaturdienstleistungen gefördert wird.
RepaNet führt eine jährliche Erhebung über die Aktivitäten der Initiativen durch. Österreichweit wird die Gesamtzahl der Reparaturinitiativen auf 150 geschätzt. Das ermöglicht vorsichtige Schätzungen:
Die bundesweite BesucherInnenzahl pro Jahr beläuft sich im Jahr 2019 auf etwa 63.000 Personen. Betreut werden diese von ca. 3.000 Freiwilligen. Beinahe 55.000 Reparaturversuche wurden vorgenommen, wovon 70 % erfolgreich waren. Das entspricht vermiedenen Abfällen in der Höhe von etwa 218 Tonnen und eingesparten

Emissionen in der Höhe von 907 Tonnen CO_2-Äquivalenten (RepaNet 2020), (Privett 2018).
Der gewerbliche Reparatursektor hat mit zunehmenden Herausforderungen zu kämpfen. Der Preisdruck im globalisierten Online-Handel führt zur Produktion minderwertiger Güter. Fehlende und nicht umgesetzte Ökodesign-Vorgaben (z.B. Ausbaubarkeit des Akku, Verfügbarkeit von Ersatzteilen) machen Reparaturen schwer bis unmöglich. Die hohe Besteuerung des Faktors Arbeit und die sinkende Wertschätzung handwerklicher Berufe tragen auch dazu bei.
Daher entstanden die Netzwerke Graz Repariert und das Wiener Reparaturnetzwerk. Als zentrale Anlaufstellen erleichtern sie BürgerInnen die Suche nach einem qualifizierten Reparaturbetrieb, stehen für Seriosität, Qualität und Kundenorientierung der Mitgliedsbetriebe. Das gleiche Ziel verfolgt auch der Reparaturführer (reparaturfuehrer.at), eine fortschrittliche Suchmaschine, die mittlerweile in sieben Bundesländern verfügbar ist und von der Abfallwirtschaft Tirol Mitte GmbH, mit Unterstützung des BMK, Austria Glas Recycling GmbH und den Projektpartnern auf Länderebene entwickelt wurde.
DIE UMWELTBERATUNG Wien, als Koordinierungsstelle des Reparaturnetzwerkes Wien, hat von den Betrieben die Anzahl der durchgeführten Reparaturen und deren Masse, gegliedert nach Branchen, erhoben. Die 77 teilnehmenden Betriebe haben knapp 76.000 Produkte repariert, was einer Masse von 1.280 Tonnen entspricht.
Diese Angaben erlauben eine grobe österreichweite Schätzung mit den vorläufigen Ergebnissen der Leistungs- und Strukturstatistik 2018 der Statistik Austria. Durch eine Zuordnung der oben genannten Kennzahlen zu den jeweiligen Branchen lässt sich schätzen, dass in den 1.434 Betrieben der Kategorie „Reparatur von Gebrauchsgütern“ österreichweit 1,4 Millionen Reparaturen durchgeführt wurden, was in etwa einer Masse von 14.600 Tonnen entspricht. Das entspricht nicht 1:1 vermiedenen Abfällen, da ein repariertes Gut nicht gleichwertig zu einem neuen Gut ist (v.a. in Hinblick auf die Lebensdauer), doch zeigt sich hier das enorme Potential von Reparatur. Werden ökobilanziell ähnliche Gegebenheiten wie in Repair Cafés und Re-Use-Betrieben angenommen, ermöglicht das eine grobe Schätzung: Gewerbliche und ehrenamtliche Reparateure halfen im Jahr 2019 in etwa 176.500 t CO_2-Äquivalente einzusparen (RepaNet 2020).
Damit diese Zahlen nicht stagnieren, gibt es zahlreiche Möglichkeiten mit denen die Reparaturbewegung (indirekt) unterstützt werden kann:
Ambitionierte Öko-Design Vorgaben helfen die Produktnutzungsdauer zu erhöhen. Dies ist nicht nur im Sinne der Konsumenten und Reparateure, sondern auch der Abfallwirtschaft, da dadurch auch effizienteres Recycling ermöglicht wird. Die vor kurzem erschienene europäische Norm EN45554 ist ein wichtiger Meilenstein. Diese beschreibt „allgemeine Methoden zur Bewertung der Fähigkeit, energiebezogene Produkte zu reparieren, wiederzuverwenden und aufzurüsten“.
Wie aus der Abfallberatung bekannt, kann durch Bewusstseinsbildung mit Kindern und Jugendlichen viel erreicht werden. Daher hat RepaNet mit den Partnern DIE UMWELTBERATUNG und dem österreichischen Ökologie-Institut mit Fördermitteln der Sammel- und Verwertungssystem für Verpackungen, das Projekt Let’sFIXit gestartet. Dabei wird ein bundesweit einsetzbares Support-Instrumentarium für den Schulunterricht (Altersstufe 10 – 14 Jahre) entwickelt, dass die Reparaturkultur wieder als Teil der Alltagskultur etablieren soll.

LITERATUR

European Environmental Bureau (2019) Coolproducts don’t cost the earth - full report.
Privett, S. (2018) Potential impact of UK Repair Cafés on the mitigation of greenhouse gas emissions.
RepaNet (2020) Markterhebung. Erscheint in Kürze auf www.repanet.at

Abfallberatung – mehr als eine ökologische Grundausbildung?

A. Krenn
Montanuniversität Leoben, Lektor am Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abfallverwertungstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Beginnend mit der Installierung der Abfallwirtschaftsverbände wurde Anfang der 1990er Jahre auch eine qualifizierte Abfallberatung eingeführt mit dem vorrangigen Ziel die Restabfallmengen zu reduzieren und darüberhinaus eine Verhaltensveränderung bei Herstellern und Verbrauchern herbeizuführen. Am Beispiel der damals noch eigenständigen Gemeinde Hafning mit überwiegend ländlicher Struktur soll gezeigt werden, dass eine flächendeckende Abfallberatung nicht nur eine deutliche Reduzierung des Restabfalls ermöglicht, sondern dass diese auch nachhaltig Bestand, und das bis heute, haben kann.

1 EINLEITUNG

Der Begriff der Abfallberatung kommt in Österreich mit dem AWG 1990 erstmals in bundesgesetzlichen Bestimmungen vor und zeitgleich auch im Steiermärkischen Abfallwirtschaftsgesetz. Hier im speziellen als Aufgabe der neu eingeführten Abfallwirtschaftsverbände, welche seit 1987 in der Steiermark rechtsverbindlich, vorerst noch bis 1990 als Müllwirtschaftsverbände, zu bilden waren.

Hintergrund war insbesondere der landesweit drohende Müllnotstand infolge weitgehend verfüllter bestehender Deponien und massiver Widerstand gegen neue Deponiestandorte. Die Reduzierung der Restmüllmengen durch Mülltrennung mit getrennter Sammlung der Haushaltsabfälle und Aufbau sowie Ausbau von Recyclingbetrieben waren zum damaligen Zeitpunkt die vorrangigen Zielsetzungen der beginnenden Abfallberatung.
Qualitätsvolle Schulung und Ausbildung, u.a. bei der Arge Müllvermeidung in Graz, sicherte die Umsetzung der damaligen Vorgaben, wonach in der Steiermark für je 25.000 Einwohner ein Umwelt- und Abfallberater bei den Verbänden zum Einsatz kommen sollte.

2 AUFGABENBEREICHE UND FINANZIERUNG

Schwerpunkt der Abfallberatung ist die Informationstätigkeit über Abfallvermeidung, richtige Trennung und die Verwertung der getrennt gesammelten Abfallfraktionen, insbesondere in Schulen und Kindergärten. Hier sind neben den fachlichen Inhalten vor allem pädagogische Fähigkeiten gefordert. Neben den vorangeführten Tätigkeiten, insbesondere auch bei privaten Haushalten, Betrieben und Vereinen, hat sich die Verwaltungsarbeit zusehends erhöht. Beispielsweise dürfen hier Abrechnungstätigkeiten mit einer in den letzten Jahren zunehmenden Anzahl an Sammel- und Verwertungssystemen genannt werden.

Was den Personal- und Sachaufwand anbelangt, so wird dieser überwiegend von den Gemeinden der jeweiligen Abfallwirtschaftsverbände getragen. Am Beispiel der Steiermark werden jedoch Teile der Abfallberaterkosten aus Landesmitteln gedeckt.

Darüber hinaus leisten auch die Sammel- und Verwertungssysteme für Verpackungsabfälle, Elektroaltgeräte und Batterien Beiträge zu den Abfallberatungskosten der Städte und Verbände.
Obwohl messbare Erfolge aus der Tätigkeit der Abfallberatung heraus naturgemäß nicht immer einfach nachweisbar sind, soll anhand des nachstehenden praktischen Beispiels der Gemeinde Hafning diesbezüglich ein Versuch unternommen werden.

3 PROJEKTUMSETZUNG, MENGENENTWICKLUNG UND MONETÄRE AUSWIRKUNG

3.1 Zielsetzung

Die Gemeinde Hafning im Abfallwirtschaftsverband Leoben hatte sich auf Initiative von Vizebürgermeister Alfred Lackner zum Ziel gesetzt, die Restabfallmengen nachhaltig zu reduzieren. Erreicht sollte dies mit einer flächendeckenden qualitätsvollen Abfallberatung werden. In einem Zeitraum von insgesamt vier Jahren (2006 – 2009) wurden unter Mitwirkung der Abfallberaterin Edith Stöcklmayr sämtliche damals 725 Haushalte mit einem Zeitaufwand von 420 Stunden in persönlichen Gesprächen vor Ort über Vermeidungsmaßnahmen und richtige Mülltrennung informiert.



Abb. 1: Abfallberatung vor Ort.

3.2 Mengenentwicklung als Folge der Abfallberatung

Im Jahr 2005, dem Jahr vor Beginn der flächendeckenden Abfallberatung war eine Restabfallmenge von 181,96 Tonnen angefallen, woraus sich für jeden der damals 1.650 Einwohner 110,28 kg errechnen. In den Beratungsjahren 2006 bis 2009 wurde ein linearer Rückgang der Restabfallmenge auf 138,34 Tonnen (2009) bzw. 83,34 kg je Einwohner im Jahr 2009 festgestellt. Dieses niedrige Niveau konnte in Folge über

den Zeitraum der Schwerpunktberatung hinaus, trotz einer zwischenzeitlich gestiegenen Bevölkerungszahl von 1.792, mit zuletzt 133,32 Tonnen im Jahr 2019 beibehalten werden. Mit der derzeitigen Einwohnerzahl ergibt sich somit eine Reduzierung von ursprünglich 110,28 kg auf 75,61 kg. Die Verringerung beträgt somit 48,64 Tonnen pro Jahr oder umgelegt 34,67 kg je Einwohner.

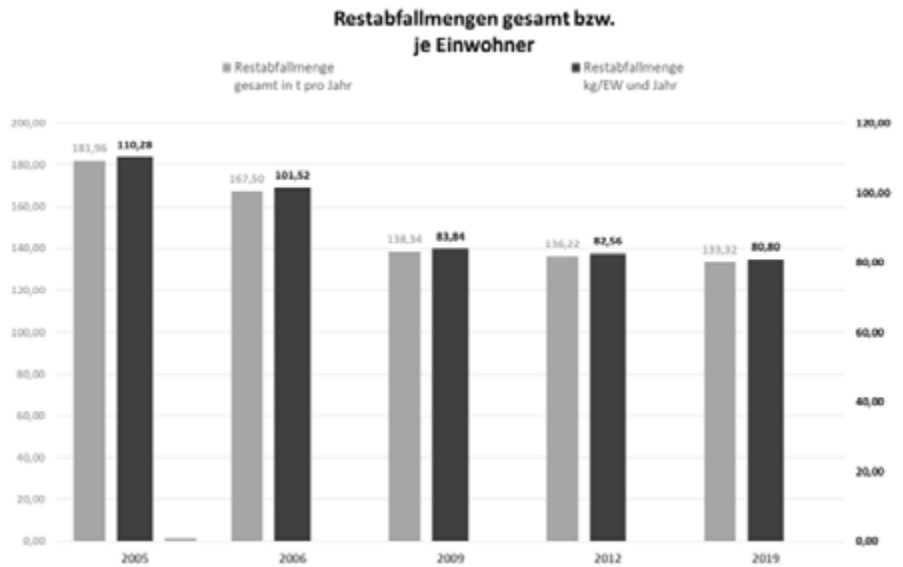


Abb. 2: Tabelle Restmüllmengenentwicklung 2005-2019.

3.3 Monetäre Auswirkungen

Die monetären Auswirkungen unter Zugrundelegung eines Tonnenpreises von 297,10 Euro pro Tonne für Sammlung und Behandlung Restabfall (Vereinbarung AWV mit ARA AG) zeigen eine jährliche Ersparnis von € 14.450 insgesamt bzw. € 8,20 pro Einwohner und Jahr. Dieser positive Trend ist nun bereits seit nunmehr 10 Jahren nahezu unverändert gleichgeblieben.
Vergleicht man die im gegenständlichen Projekt erzielten Einsparungen mit den Kosten der Abfallberatung, so zeigt sich folgendes Bild. Am Beispiel des Landes Steiermark wo derzeit für je 20.000 Einwohner ein Abfallberater eingesetzt werden soll, ergibt das spezifische Personalkosten von etwa € 2,25 im Jahr. Berücksichtigt man die aktuelle Landesförderung und Personalkostenbeiträge der Sammel -und Verwertungssysteme für Verpackungsabfälle, Elektroaltgeräte und Altbatterien, so verbleibt ein durchschnittlicher einwohnerbezogener Aufwand von deutlich unter € 2,00. Verglichen mit der erzielten Ersparnis pro Einwohner allein bei den Restabfallkosten, so zeigt sich schon dabei ein Faktor von knapp 4 zwischen Ersparnis und finanziellem Aufwand für die Abfallberatung.
Ein ähnliches Bild ergibt die Betrachtung der aufgewendeten Personalkosten der Abfallberatung. Für die flächendeckende Beratung von 1.650 Haushalten waren 420 Abfallberaterstunden verteilt auf einen Zeitraum von 4 Jahren aufgewendet worden. Bei Jahresbruttokosten von rd. € 50.000 und 1.600 Arbeitsstunden im Jahr errechnet sich ein Stundensatz von rd. € 31. Damit ergeben sich Lohnaufwendungen für die aufgewendete Beratungszeit von 420 Stunden in der Höhe von € 13.020, bezogen auf vier Jahre (2006 - 2009) jährlich somit etwa € 3.255. Diesen steht eine Ersparnis von jährlich € 14.450 gegenüber was auch bei dieser Betrachtungsweise einen Faktor von über 4 ergibt. Die erreichte Kosteneinsparung bei der Restabfallentsorgung ist somit

ein Mehrfaches des Personalkosteneinsatzes für die Abfallberatung. Dabei ist jedoch noch nicht berücksichtigt, dass die Abfallberatung in ihren Themen weit über den Restabfall hinaus auch alle anderen Abfallfraktionen behandelt. So sind etwa bei einer erzielten Umlagerung von Altstoffen aus dem Restabfallbereich Erhöhungen beim Rohstofferlös zu erwarten (Altpapier). Der Personaleinsatz im Bereich der Abfallberatung ist daher, wie das Beispiel der Gemeinde Hafning gezeigt hat, jedenfalls betriebswirtschaftlich gerechtfertigt und nachvollziehbar. Nicht unerwähnt bleiben soll jedoch, dass Ergebnisse wie in Hafning in einer überwiegend ländlich strukturierten Gemeinde leichter erzielbar sein werden, als im städtischen Bereich mit weitgehend anonymen Wohnstrukturen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse aus dem vierjährigen flächendeckenden Abfallberatungsprojekt in der (ehemaligen) Gemeinde Hafning mit überwiegend ländlicher Struktur führt zu folgenden zusammenfassenden Erkenntnissen:

Qualitätsvolle Abfallberatung ermöglicht eine Mengenreduzierung bei Restabfall um bis zu 25 %.

Die erzielbare Ersparnis bei den Sammel- und Behandlungskosten für Restabfall ist um ein Mehrfaches höher als der aufgewendete Personaleinsatz – im konkreten Fall etwa Faktor 4.

Die erreichte Reduzierung der Restabfallmengen um rd. 25 % ist auch 10 Jahre nach Abschluss des Schwerpunktprojektes noch unverändert, tendenziell sogar noch geringfügig sinkend, gleichgeblieben.

Das Erreichen derartiger Ergebnisse wird im ländlichen Bereich mit hoher Wahrscheinlichkeit leichter möglich sein als in dicht verbauten städtischen Regionen.

LITERATUR

AWV Leoben (2019) Jahresberichte 2005 bis 2019. Abgerufen am 1. Juli 2020, von https://www.awv.steiermark.at/cms/ziel/1031176/DE/

Lackner, Alfred (2009) Was kann Abfallberatung bewirken. Vierter Interkommunaler Erfahrungsaustausch Steinhalle Lannach - 24. September 2009. Abgerufen am 1. Juli 2020, von https://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11178932_123499130/345c49f4/7-Lackner-Pr%C3%A4sentation_neu.pdf

Ergebnisse am Pilotversuch Wertstoffscanner – Abfallvermeidungspotential

A. Opelt, M. Kornthaler, C. Nager, S. Oswald & C. Patzig
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Der Wertstoffscanner wurde 2018 das erste Mal vorgestellt. Seitdem werden unterschiedliche Experimente und Pilotversuche durchgeführt. In jeder Region ist die Ausgangslage und die Art der Kommunikationsunterstützung unterschiedlich, deshalb ist auch die Auswirkung des Wertstoffscanners auf die Trennqualität nicht einheitlich. Die Resultate bisher zeigen aber, dass man mit solch einem System das Trennverhalten von Bürgern in den meisten Fällen deutlich verbessern kann. Bisherige Pilotversuche haben die Klassifikation von Restmüll und Biomüll als Hauptfraktion beinhaltet. Um die EU-Vorgaben hinsichtlich der Recyclingquoten zu erreichen, ist der Einsatz innovativer Systeme unumgänglich.

1 EINLEITUNG

Die getrennte Sammlung von Abfällen ist in Österreich und vielen EU-Ländern schon seit Jahrzehnten ein wesentlicher Teil des Abfallsystems. Die aktuelle Recyclingquote für Siedlungsabfälle in Österreich liegt bei 59 % - bzw. nach neuer Berechnungsmethode (Vorgabe lt. EU-Kreislaufwirtschaftspaket) (Europäische Kommission 2020) eher bei 52 % (Obermeier 2019) und muss bis 2035 auf 65 % gesteigert werden. Diese Steigerung klingt nicht viel, es sind aber bei einem jährlichen Anfall von ca. 4.000.000 Tonnen Siedlungsabfall in Österreich immerhin 240.000-520.000 Tonnen (je nach Berechnungsmethodik) an zusätzlich recyceltem Siedlungsabfall. Es werden mit Sicherheit viele Maßnahmen einen Beitrag dazu leisten müssen, eines der wesentlichen Mittel für besseres Recycling ist aber die getrennte Sammlung (Pomberger 2018). Unter der Annahme, dass mindestens die Hälfte des Gesamtziels durch die Verbesserung der getrennten Sammlung erzielt würden, müssten aus den ca. 1,4 Mio. Tonnen Restmüll 10-20 % in eine getrennte Sammlung gebracht werden. Schaut man sich aber die Abfallanalysen der letzten 20 Jahre an, bemerkt man, dass zwar erhebliches Potential besteht – ca. 60-70 % der Abfälle im Restmüll sind eigentlich kein Restmüll – aber die Entwicklung über diese letzten Jahrzehnte keine wesentliche Verbesserung gebracht hat (Amt der Steirischen Landesregierung 2014, Land Steiermark 2019). Es muss also das bestehende Informations- und Motivationssystem mit neuen Möglichkeiten ergänzt werden, um hier das neue Ziel zu erreichen.

Vor über 2 Jahren wurde der erste Prototyp eines sogenannten Wertstoffscanners vorgestellt (Opelt et. al. 2018), welcher es ermöglichen soll, dem Bürger öfter und subjektiver eine Rückmeldung zu seiner Trennqualität zu geben. Studien zeigen (Annett 1969, Kibbe & Otto 2016, Damgaard & Nielson 2017), dass ein regelmäßiges Hinweisen und eine Rückmeldung wichtig für die Änderung des Verhaltens ist. Wir schließen daraus, dass dies demnach auch für die Verbesserung der „Sortiermaschine Mensch“ wichtig ist und ohne regelmäßigeres und subjektiveres Feedback wenig Verbesserung passiert.

In diesem Beitrag stellen wir neue und umfassendere Ergebnisse vom Piloteinsatz des Wertstoffscanners dar und diskutieren die Vorteile solch einer neuartigen Technologie, aber auch deren Risiken und Herausforderungen.

2 WERTSTOFFSCANNER SYSTEM

Das System des Wertstoffscanners besteht im Wesentlichen aus drei Hauptkomponenten. Im Schüttbereich des Pressmüllfahrzeugs ist die Aufnahmeeinheit angebracht, diese scannt den Abfall sobald er in der Schütte liegt, führt eine Vorverarbeitung der Bilder und eine Qualitätssicherung durch. Danach werden die Sensordaten an die Klassifikations-Engine übermittelt, wo die tatsächliche Bewertung der Daten stattfindet. Die Resultate werden für den Anwender nutzbar in einem Analyse- und Kommunikationstool zur Verfügung gestellt.

2.1 Aufnahmeeinheit

Wie in Abb. 1 dargestellt, befindet sich die Aufnahmeeinheit direkt über der Schütte des Pressmüllfahrzeugs. Zur besseren Beleuchtungskontrolle wurde im Fahrzeug ein längerer Vorhang angebracht, welcher von einem automatischen Schließmechanismus unterstützt wird. Die künstliche Beleuchtung ist ebenfalls in dieser Einheit integriert, genauso wie die Sensoren, welche sich aus Stereo Kameras und einer Multispektralkamera zusammensetzen. Die Aufnahmeeinheit beinhaltet außerdem die technischen Komponenten zur Vorverarbeitung und Übertragung der Sensordaten, sowie eine Funktionsleuchte für den Fahrer/Lader welche anzeigt, ob das System funktionstüchtig ist.

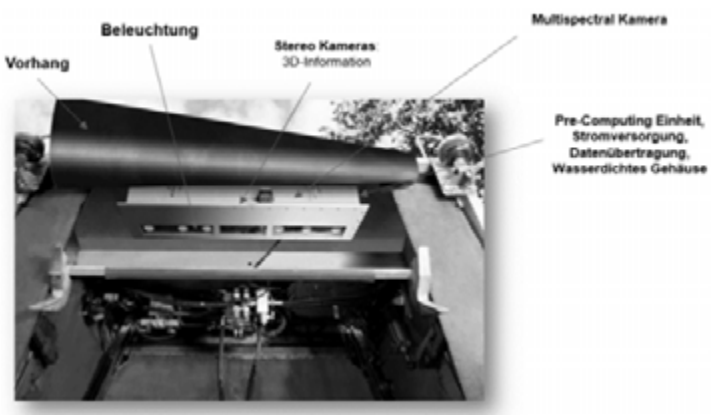


Abb. 1: Aufnahmeeinheit des Wertstoffscanners.

2.2 Klassifikation-Engine / Künstliche Intelligenz

Die Daten werden von der Aufnahmeeinheit an ein in der AWS-Cloud laufendes CNN (Convolutional Neural Network) übertragen. Dieses CNN, das die Klassifikations-Engine darstellt, wurde anhand von tausenden händisch gelabeleden („labeln“ = d.h. die Zuordnung jedes Pixels im Sensorbild zu einer Klasse) Sensor-Inputdaten trainiert. Je Hauptfraktion wurde ein eigenes CNN trainiert (z.B. eines für Restmüll, eines für Biomüll), welches je nach Hauptfraktion diese von den Fehlwürfen unterscheiden soll. Die Art der Fehlwürfe wird zusätzlich in einzelne Klassen unterteilt und erkannt (Papier, Kunststoff, …) genauso wie die Schütte des Fahrzeugs als Hintergrund und nicht durchsichtige Säcke als „Bag“ klassifiziert werden. Der Fehleranteil dieses Klassifikators ist, je nach Hauptfraktion des Abfalls sehr unterschiedlich und liegt in etwa zwischen 10-20 %. Da die Abweichung bei einzelnen Fehlwurffraktionen erheblich sein kann (speziell bei Fraktionen mit sehr seltenem Vorkommen – z.B. Glas, Batterien) und das System generell nur die Oberfläche und nicht das Volumen scannt, wird das Resultat am Ende in Qualitätsklassen (gut, mittel, schlecht) ausgewertet, da dies dem

Zweck des Systems (Verändern des Trennverhaltens der Bürger und nicht genaue Analyse wie sich der Abfall zusammensetzt) entspricht.

2.3 Analyse und Kommunikations-Tool

Ein web-basiertes Analyse- und Kommunikationstool beinhaltet alle Einstellungen des Systems (z.B. welcher Scanner welchen Klassifikator auf welcher Tour verwenden soll), aber auch die gesamten Resultate für die weitere Interpretation durch den Benutzer. Die Daten können in Tabellenform exportiert werden oder wie zum Beispiel in Abb. 2 dargestellt auch grafisch in einer Karte angezeigt werden.



Abb. 2: Testgebiet für Bioabfuhr mit Qualitätskategorien (hier in unterschiedlichen Graustufen dargestellt, im Webportal mit „rot, gelb, grün“ markiert).

3 ERGEBNISSE VON PILOTVERSUCHEN

Es wurden seit 2018 laufend Pilotversuche in unterschiedlichen Gemeinden und für unterschiedliche Fraktionen in Österreich und der Schweiz durchgeführt. Zum Datum dieser Einreichung ist das System zwar in der Schweiz großflächiger im Einsatz, es besteht aber noch keine Langzeitstudie für eine Großregion. Diese wird gerade vorbereitet, um die langfristige Auswirkung auf das Abfallaufkommen ganzer Bezirke bzw. größere Regionen abzuleiten. Die Pilotversuche zeigen aber eine klare Tendenz auf. Zusätzlich wurden Experimente für einzelne spezifische Fragestellungen durchgeführt, welche folgend kurz diskutiert werden.

3.1 Pilotversuche für Restmüll

Der Einsatz für die Verbesserung der Trennmoral bei Restmüll ist je Region mit sehr unterschiedlichen Ausgangsbedingungen durchgeführt worden. Wir zeigen hier zwei Pilotregionen, wobei die eine davon schon eine sehr gute Abfalltrennung vor Einsatz des Systems vorwies und die andere eine deutlich schlechtere Ausgangssituation hatte. Gleichermaßen ist bei diesen beiden Regionen die Art der Kommunikation sehr unterschiedlich gewesen. Folgend eine kurze Darstellung und Diskussion der Ergebnisse.

Pilotregion 1: Hier wurden die Behälter von 30 Haushalten im ländlichen Gebiet mit Sensoren ausgestattet und fast allen Haushalten die Nutzung der zugedachten Kommunikationsapp nahegelegt. Im Testgebiet war zudem eine Wohnhausanlage sowie zwei Schulen. Die untenstehende Abb. 3 zeigt den Verlauf des Fehlwurfanteils über die Zeit. Die Kommunikation in dieser Pilotregion wurde sehr intensiv betrieben und in vielen Fällen konnte direkt zum Haushalt nach jeder Abfuhr kommuniziert werden. Man sieht, dass sich der Fehlwurfanteil in etwa halbiert hat, man sieht aber auch, wie gewisse Ereignisse wie Feiertage oder der Schulstart nach den Sommerferien (im Testgebiet sind zwei Schulen) das Ergebnis verändern.

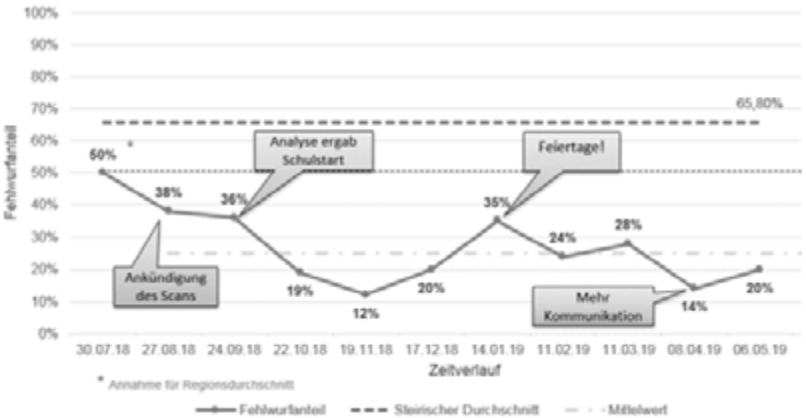


Abb. 3: Entwicklung des Fehlwurfanteils in der Pilotregion 1.

Pilotregion 2: Diese bestand aus drei Testgebieten, welche sich über drei unterschiedliche Gemeinden in einem Bezirk ausdehnten. Die Region ist eher ländlich und man sieht (Abb. 4), dass hier die Ausgangslage bereits einen Restmüllanteil von 84 % aufweist. Dies ist deutlich besser als der Durchschnitt dieser Region laut entsprechender Restmüllanalyse (Durchschnitt des Bundeslandes liegt bei nur 40 % Restmüllanteil). Weiters wurde in dieser Region bis dato nur angekündigt, dass der Scanner eingesetzt wird, aber noch kein Ergebnis direkt an die Haushalte kommuniziert (gegensätzlich zu Pilotregion 1). Trotz des hohen Ausgangswertes und der minimalen Kommunikation, konnte in den ersten Wochen ein positiver Trend erkannt werden. Das Ausbleiben der Kommunikation scheint aber zuletzt die Motivation der Bürger zur Trennung wieder reduziert zu haben.

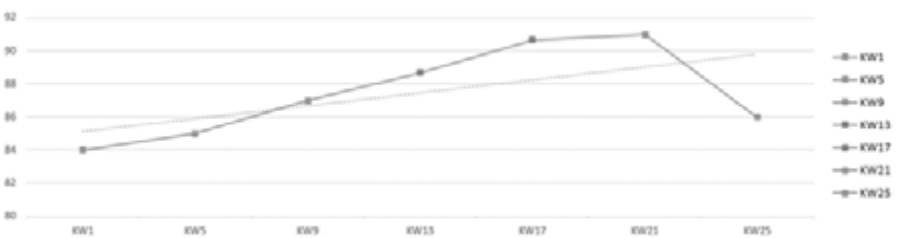


Abb. 4: Entwicklung des Restmüllanteils von KW1-KW25 2020 in Pilotregion 2.

3.1.1 Geschlossene Müllsäcke und reine Oberfläche

Seit Beginn der Entwicklung dieses Systems war die Fragestellung eminent, ob die Müllsäcke (in welche der Scanner nicht rein „sehen“ kann) geöffnet werden müssen, um das gewünschte Resultat zu erzielen. Da dieses System aber nicht genau die Abfallzusammensetzung ermitteln soll, sondern generell qualitativ die Trennmoral der Bürger feststellt – bzw. diese Trennmoral einfach verbessern soll, hat sich bei allen Pilotregionen bislang auch ohne Öffnen der Säcke eine positive Wirkung eingestellt. Bei einzelnen Experimenten wie zum Beispiel unten dargestellt sieht man, dass die qualitative Aussage der Oberfläche ähnlich ist, ob die Säcke aufgeschnitten wurden oder nicht (in diesem Experiment wurde der Behälter geschüttet, dann gescannt, danach manuell jeder Sack aufgeschnitten und erneut gescannt). Das System verwirft aber alle Scans wo nicht zumindest 30 % der Abfalloberfläche wirklichen Abfall (also keine Müllsäcke) beinhaltet. So hat man zumindest einen signifikanten Eindruck von

der Trennqualität des entsprechenden Haushalts. Die zweite Fragestellung war, ob dieses Scannen der Oberfläche einen genauen Rückschluss auf die wirkliche Zusammensetzung des Abfalls (Volumen) erlaubt. Die Tabelle unten zeigt, dass speziell bei Fraktionen, wo nur geringe Mengen vorkommen, dieser Zusammenhang nicht gut ist. Bei den Hauptfraktionen gibt es auch immer wieder größere Abweichungen. Die generelle Aussage zum Gesamtinhalt ist aber weiterhin valide. Neben dieser exemplarischen Darstellung, wurde dieser Sachverhalt auch in größeren Experimenten verifiziert. Die dort erstellen Modelle haben für einen Großteil der Daten eine +/-10 % Genauigkeit ergeben. Jedoch sind die Vorgaben in der Abfallwirtschaft und auch das Verhalten über ganz Österreich so inhomogen, dass solch ein Modell für jede Region separat erstellt werden müsste. Es wurde davon im ersten Schritt abgesehen, da der Zweck des Wertstoffscanners nicht die Ermittlung der genauen Masseanteile ist.

Tab. 1: Zusammenhang Säcke und Oberfläche anhand eines Beispiels.

	Sortieranalyse	Müllsäcke aufgeschnitten	Müllsäcke verschlossen
Biomüll	12,6 %	2,044 %	1,163 %
Restmüll	60,1 %	58,849 %	58,739 %
Papier	5,2 %	8,647 %	10,878 %
Metall	1,8 %	1,105 %	0,657 %
Hohlkörper	2,9 %	1,544 %	1,648 %
PET	1,3 %	0,888 %	0,440 %
Plastic Other	7,1 %	26,743 %	26,389 %
EKG	0,6 %	0,000 %	0,000 %
Spraydosen	0,2 %	0,034 %	0,023 %
Glas	4,9 %	0,137 %	0,035 %
Sonstiges	3,2 %	0,000 %	0,000 %

3.2 Pilotversuche für Biomüll

Es wurden zuerst Experimente durchgeführt, wo der gleiche Klassifikator, der für Restmüll trainiert wurde, auch für Biomüll angewandt wurde. Dies hat keine guten Resultate gebracht und es wurde abgeleitet, dass für jede Hauptabfallfraktion auf welche der Wertstoffscanner angewendet wird ein eigener Klassifikator entwickelt werden muss.

Der Klassifikator für Biomüll hat eine deutlich höhere Genauigkeit als jener für Restmüll, da die Aufgabe eine deutlich einfachere ist. Das System ist derzeit im großflächigen Einsatz in der Schweiz und zeigt durchwegs positive Ergebnisse im „Echtbetrieb“. In Abb. 5 ist ein Beispiel dargestellt wo eine Bildaufnahme klassifiziert wurde. Die automatische Klassifizierung ist sehr nahe an der manuellen („ground truth“).



Abb. 5: Beispiel einer Klassifikation für Biomüll.

3.3 Herausforderungen und Grenzen des Systems

Zum Ersten ist anzumerken, dass die Genauigkeit des Klassifikators durch die Qualität der Trainingsdaten beeinflusst wird. Das sogenannte „Labelling“ ist kein trivialer

Task. Für Bioabfall ist es leichter, diesen Bioabfall beim Labelling von Fehlwürfen zu unterscheiden. Beim Restmüll ist die Unterscheidung viel schwieriger. Somit ist es wichtig, den Fehleranteil in den Trainingsdaten möglichst gering zu halten, aber generell zu akzeptieren, dass so ein System mit einem Fehleranteil von 5-20 % in den Trainingsdaten umgehen muss.
Die Beleuchtung und Sicht ist für jedes optische System eine wesentliche Grundlage für die Genauigkeit der Klassifikation. Trotz entsprechender Vorkehrungen, sind ca. 20 % der Scans aufgrund von Staubentwicklung oder starker Sonneneinstrahlung unbrauchbar. Diese werden aber schon in der Vorverarbeitung in der Aufnahmeeinheit ausgeschieden.
Es zeigt sich in den Pilotprojekten, dass die Daten generiert werden, aber der Erfolg stark daran hängt, wie die Kommunikation dieser Scanresultate an die Bürger erfolgt. So wie bei allen „Big-Data" Projekten ist es Eines, die Daten zu ermitteln und strukturiert bereit zu stellen, aber etwas Anderes – und etwas Essentielles – mit diesen Daten auch proaktiv zu arbeiten. Jedes technische System hat hier seine Grenzen, wo der Benutzer in der Verantwortung ist, die Daten sinnbringend zu nutzen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Ein System, welches noch vor 2 Jahren im Prototypenstatus war, ist nun zu einem System für den großflächigen Betrieb weiterentwickelt worden. In fast allen Pilotregionen, wo der Wertstoffscanner bisher eingesetzt wurde, konnte eine positive Verhaltensänderung der Bevölkerung im Hinblick auf die Abfall-Trennmoral festgestellt werden. Das System wurde für Restmüll und Biomüll eingesetzt und zeigt eine ähnliche Wirkung, wenn auch die Herausforderung der Klassifikation beim Restmüll eine ungleich höhere ist. Es konnten Reduktionen des Fehlwurfanteils bis zu 50 % erreicht werden. Fragestellungen hinsichtlich der Sichtbarkeit des Abfalls in der Schütte und Rückschlüsse auf das Volumen wurden erforscht und haben nach heutigen Erkenntnissen nur einen minimalen Einfluss auf die Veränderung des Trennverhaltens beim Bürger.
Eine essentielle Herausforderung ist es, die Kommunikation der Resultate ständig und in passender Weise durchzuführen, da nur diese das wirkliche Resultat – dass die Menschen besser Abfall trennen – nach sich zieht.

LITERATUR

Amt der Steirischen Landesregierung A14, ARA Altstoff Recycling Austria AG, Ingenieursgesellschaft Innovative Umwelttechnik, Saubermacher Dienstleistungs AG (2014): *Sortieranalysen für Restmüll aus der Steiermark, Endbericht*, 20. Februar 2014.

Annett J. (1969): *Feedback and human behaviour: The effects of knowledge of results, incentives and reinforcement on learning and performance*. Penguin Books; 1969.

Damgaard, M., T., Nielsen, H., S., (2017), *The use of nudges and other behavioural approaches in education*, EENEE Analytical Report No. 29, 2017.

Europäische Kommission (2020): *Circular Economy Action Plan. For a cleaner and more competitive Europe.* European Union, Brussels.

Kibbe A. und Otto S. (2016): *Feldstudie zur Untersuchung psychologischer Determinanten von Elektrokleingeräterecycling*, ReSource, 4/2016.

Land Steiermark (2019): *Restmüllanalysen in der Steiermark 2018/2019*, abfallwirtschaft.steiermark.at.

Obermeier T. (2019): *Recyclingquoten – Wo stehen Deutschland, Österreich und die Schweiz mit dem neuen Rechenverfahren im Blick auf die EU-Ziele?* Berliner Recycling und Rohstoffkonferenz 2019, Berlin.

Opelt, A., Lichtenegger, G., Laske, S., Rinnhofer, A., Waltner G. (2018): *Wertstoffscanner – So motivieren wir BürgerInnen*. Recy & Depo Tech, 2018, Leoben.

Pomberger, R. (2018) *Was kann die Trenntechnik,* ÖWAV Jahrestagung, 2018, Salzburg.

Innovative Speiserestesammlung in Asien

M. Meirer
MEIKO GREEN Waste Solutions, Product Management & Business Development, Offenburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Abfallwirtschaft in Asien kann nicht mit jener in Europa verglichen werden. In der Hotellerie und Gastronomie z.B. können bezüglich der Hygiene im Allgemeinen, der Geruchsbildung durch die Speisereste, der innerbetrieblichen Prozesse und der Arbeitssicherheit große Unterschiede zu Europa festgestellt werden, die erst durch die fortschreitende Internationalisierung und Standardisierung der Hotelketten verringert werden. Zur Speiserestesammlung werden in den letzten Jahren jedoch auch in Asien immer öfter automatisierte Tanksysteme verbaut.

1 EINLEITUNG

Die Berichterstattung zu Beginn der Covid-19-Pandemie hat vielen Menschen die Situation auf den Straßenmärkten in China vor Augen geführt. In manchen gewerblichen Küchen sieht es ähnlich wie auf den Märkten aus. Das Verständnis für Hygiene war und ist dort nach wie vor ein etwas anderes als in Europa.
Dieser Artikel soll unter anderem auf diese Unterschiede eingehen und neue Ansätze der Speiserestesammlung aufzeigen.

2 SAMMLUNG

Sobald die Speisereste einmal angefallen sind, müssen sie gesammelt werden. Die in Abbildung 1 dargestellten Speiseresteeimer sind in Asien sehr üblich. Dabei wird ein deutliches Verbesserungspotenzial in puncto Hygiene, Geruch, innerbetrieblicher Prozesse und Arbeitssicherheit sichtbar.



Abb. 1: Überfüllte Speiserestetonnen in China (Meirer 2018).

Offene Behälter hinter dem Haus ziehen Tiere an und verhindern eine korrekte Einhaltung des Verfütterungsverbots tierischer Nebenprodukte an Tiere, welches auch in

Asien seit Jahren in vielen Ländern übernommen wurde und immer strenger kontrolliert wird. Ebenso geht eine starke Geruchsbildung einher, da diese Speiseresteeimer nur sehr selten gekühlt gelagert werden.
Ein Transportieren und Entleeren dieser Abfalleimer in den Entsorgungs-LKW ist einer Person alleine unmöglich und geht oft mit einer Verschmutzung der Böden einher. Abbildung 2 zeigt eine innovative Sammlungsanlage, mit der die Speisereste vom Ort der Entstehung automatisch in einen Sammeltank gepumpt oder gesaugt werden. In diesem Tank versauern sie innerhalb von wenigen Stunden, wodurch eine Stabilisierung der Abfälle eintritt. Als Folge müssen sie nicht gekühlt werden und das in geringen Mengen gebildete CO_2 – bei einem Entleerungsintervall von einem Monat tritt (kumuliert) gegen Ende des Monats in etwa dasselbe Volumen an CO_2 aus dem Tank aus, wie der Tank an Speiseresten speichern kann – wird mittels Rohrleitung über Dach abgeführt. Die Entleerung der Tanks kann mit dieselben Saugwägen, die zur Entleerung der Fettabscheider verwendet werden, erfolgen. Die Behandlung der flüssigen Abfälle erfolgt analog zu den festen Abfällen in der herkömmlichen Speiserestetonne, wobei bis zu 20 % mehr an Gasertrag erzielt werden kann (Schneider et al. 2016).

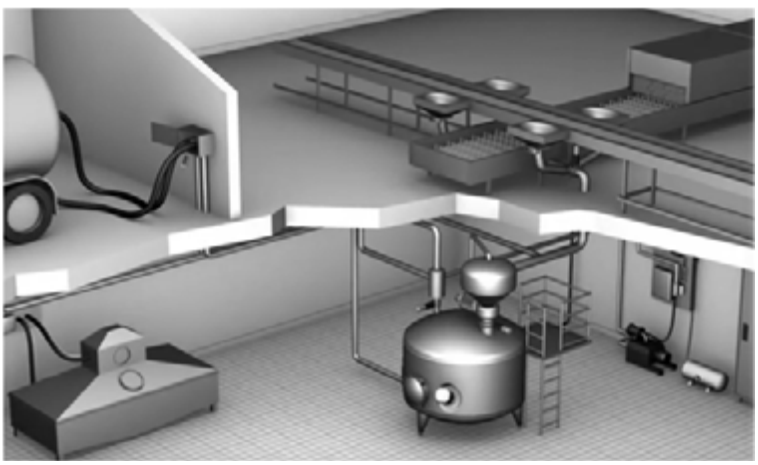


Abb. 2: Schema einer innovativen Speiserestesammlung am Ort der Entstehung mit Speichertank und angeschlossenem Fettabscheider (MEIKO GREEN 2020).

Solche Systeme wurden vor ca. 30 Jahren erstmals in Europa angewandt. In Asien ist seit Jahren ein stark steigender Trend zu diesen Systemen erkennbar.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Selbst wenn die Speiserestesammlung in Asien noch lange nicht denselben Standard besitzt wie in Europa, wird der Unterschied von Jahr zu Jahr geringer. Durch die steigende Internationalisierung von beispielsweise Hotelketten werden weltweit bereits nahezu dieselben Standards angewendet.

LITERATUR

Schneider, I., Gerke, F., Kinzel, C., Müller, W., Tertsch, S., Kuprian, M., Bockreis, A. 2016. Dezentrale Aufbereitung und Lagerung von Speiseresten – Neue Wege zur Ressourcen- und Energiespeicherung. Österr Wasser- und Abfallw. DOI 10.1007/s00506-015-0286-z

Untersuchungen zum spezifischen Aufkommen von Werbung in Briefkästen von Privathaushalten

F. Eck, J. Henrich & S. Gäth
Justus-Liebig-Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Deutschland

KURZFASSUNG: Die zugrundeliegende Studie untersucht das spezifische Aufkommen von adressierter und unadressierter Werbung in deutschen Haushalten (HH), um potenzielle Einsparungseffekte durch das Anbringen des Aufklebers „Bitte keine Werbung“ zu identifizieren. Das jährliche Aufkommen an Postwurfsendungen eines HH beträgt dabei rund 60 kg, wovon ca. 44 kg auf unadressierte Werbung entfallen. Dies entspricht einem maximalen Einsparpotenzial des Aufklebers „Bitte keine Werbung“ in Höhe von 73 %. In Bezug auf die Gesamtaltpapiermenge eines HH können hierdurch rund 10 % Reduzierung erreicht werden.
Vor dem Hintergrund, dass die in Deutschland vorhandenen HH in Gänze unadressierte Werbung erhalten, auch wenn diese nicht erwünscht ist, ergibt sich ein erhebliches Potenzial für nachhaltiges gesellschaftliches Wirtschaften. Entsprechend muss diesem Thema deutlich mehr Beachtung geschenkt werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nicht nur die Verteilung und Entsorgung, sondern auch die unnötige Produktion unerwünschter Werbung knappe Ressourcen verschwendet. Im Sinne eines aktiven Umweltschutzes sollten daher Unternehmen, Öffentlichkeit und Politik diesem Missstand deutlich mehr Beachtung schenken.

1 EINLEITUNG

Trotz Digitalisierung stellen gedruckte Postwurfsendungen weiterhin ein wichtiges Medium dar, um Produkte zu bewerben. Dies führt mind. einmal in der Woche dazu, dass bei den meisten deutschen HH - ob gewollt oder nicht - die Briefkästen überquellen. Postalische Werbung ist inzwischen zu einem großen Umweltproblem geworden, denn in den meisten Fällen wird diese Werbung direkt entsorgt. Folglich stellt der Einsatz an Ressourcen (bspw. Holz, Wasser und Energie für die Papierherstellung) eine erhebliche Verschwendung dar.
Bislang liegen Angaben zum tatsächlichen Altpapieraufkommen, das durch Postwurfsendungen verursacht wird, nur sporadisch vor. Im Rahmen der Studie wurden daher konkrete Daten und Kenngrößen ermittelt, die Aussagen zum Altpapieraufkommen von erwünschter und unerwünschter Werbung in HH ermöglichen. Gleichzeitig wurden die damit verbundenen Folgen für die Umwelt und den Ressourcenverbrauch abgeleitet.
Die ermittelten Zahlen und Fakten tragen dazu bei, um Bürger, Politik und Wirtschaft zu informieren und zu sensibilisieren. Das Umdenken und weitere Maßnahmen gegen die Flut an unerwünschter Werbung müssen die Folge dieser Aufklärung sein.

2 UNTERSUCHUNGSDESIGN

Im Rahmen einer empirischen Untersuchung wurde über die Dauer von sechs Wochen in repräsentativen HH im ländlichen und städtischen Bereich das Aufkommen an Werbepost/Postwurfsendungen erfasst. Dabei wurde die Werbepost differenziert nach den Kategorien „adressiert“ und „unadressiert“ betrachtet. Eine Hochrechnung

auf alle deutschen HH gibt zusätzlich Aufschluss über den Gesamteffekt, der durch gedruckte Werbesendungen verursacht wird.

3 ERGEBNISSE

In der Untersuchung wurden von 11 HH in 6 Wochen rund 1.800 einzelne Zusendungen/Einwürfe mit einer Masse von 73,3 kg erfasst. Den Hauptanteil machte unadressierte Werbung mit durchschnittlich 55,2 kg*(11 HH*6 Wo)$^{-1}$ aus. Persönlich adressierte Werbung wurden mit 18,1 kg*(11 HH*6 Wo)$^{-1}$ erfasst. Spezifisch betrachtet entspricht dies 0,7 kg unadressierter und 0,3 kg adressierter Werbung pro HH und Woche.

Im weiteren Vorgehen wurde die Werbung nach beworbenen Produktarten bzw. Verursacherbranchen klassifiziert. Insgesamt wurden dabei 30 Produktarten unterschieden. Die anteilsmäßig größten Produktarten der unadressierten Werbung sind „Supermärkte und Discounter"-, „Regionale Zeitungen"- und „Möbel"-Werbung, die in Summe ca. 69 % der unadressierten Werbung ausmachen (vgl. Abb. 1).

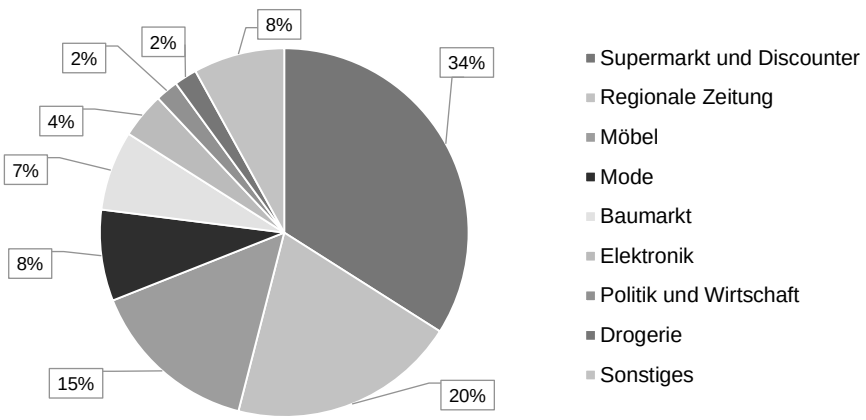


Abb. 1: Anteile der unadressierten Werbung nach beworbenen Produktarten/Verursacherbranchen in Gew.-%.

Hingegen überwiegen bei der adressierten Werbung die Themenarten „Mode", „Kultur und Freizeit" sowie „Politik und Wirtschaft".

Die Hochrechnung der Daten auf Jahresebene ergibt, dass im Durchschnitt rund 60 kg an Postwurfsendungen pro HH entsorgt werden müssen (vgl. Abb. 2). Dabei fällt auf, dass - mit wenigen Ausnahmen und einer Spanne von 46,7 bis 55,5 kg (HH*a)$^{-1}$ - das Aufkommen an unadressierter Werbung über alle HH hinweg homogen verteilt ist. Anders ist dies bei adressierter Werbung, welche starke Schwankungsbreiten besitzt.

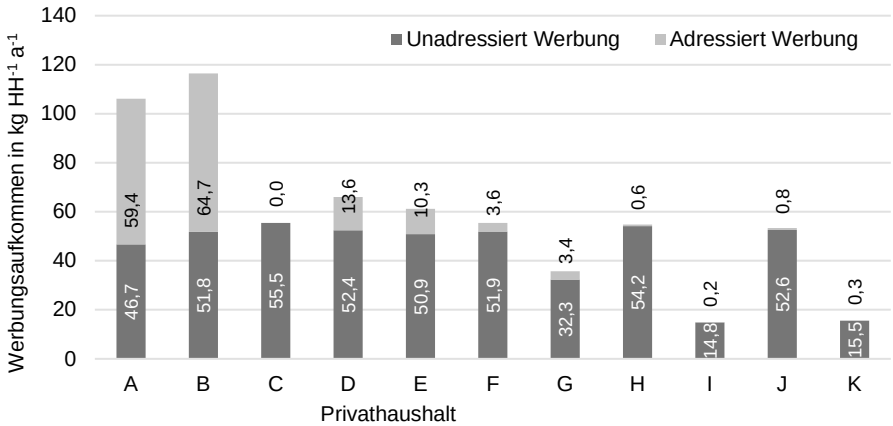


Abb. 2: Altpapieraufkommen einzelner Privathaushalte durch adressierte und unadressierte Werbung in Kilogramm pro Jahr.

Bei rund 41,4 Millionen HH in Deutschland (Statistischen Bundesamt, 2018) und unter Berücksichtigung der potenziellen Werbeverweigerer (Die Zeitungen, 2019) liegt das aktuelle Gesamtaufkommen an Werbesendungen bei rund 1.910.015 t*a^{-1}. Hiervon entfallen 590.050 t auf adressierte und 1.319.964 t auf unadressierte Werbung (vgl. Tab. 1). Hieraus ist zu schließen, dass bei vollständigem Verzicht auf gedruckte Werbematerialen/-sendungen theoretisch Einsparungen in Höhe von ca. 1,9 Mio. t*a^{-1} realisiert werden könnten.

Tab. 1: Aufkommen an postalischen Werbesendungen von deutschen Privathaushalten pro Jahr (ohne Werbeverweigerer).

Art der Werbung	Aufkommen aller deutschen Privathaushalte	
Adressierte Werbung	590.050	t*a^{-1}
Unadressierte Werbung	1.319.964	t*a^{-1}
Summe	1.910.015	t*a^{-1}

4 UMWELTAUSWIRKUNGEN DES WERBUNGSAUFKOMMENS

Die Bewertung der Umweltauswirkungen von Postwurfwerbung erfolgt über Zuhilfenahme der Ökobilanzen von Frischfaser- und Recyclingpapier (Schönheit & Trauth, 2013). In Tab. 2 wird in diesem Zusammenhang der Ressourcenverbrauch für Postwurfsendungen aufgeschlüsselt. Bezugsgröße ist dabei die zuvor ermittelte maximale Einsparung. Es zeigt sich, dass ein erheblicher Anteil an Ressourcen bereits durch die Herstellung der Werbeprospekte verursacht wird.

Tab. 2: Ökobilanz der Postwerbesendungen von deutschen Privathaushalten pro Jahr.

Parameter	Adressierte und unadressierte Werbung	
Adressierte & unadressierte Werbung	1.910.015	t
Wasserbedarf	69.580.987.305	l
Abwasserbelastung	19.763	t CSB
Energieverbrauch	26.382.172	Gj
Holzbedarf	2.572.790	t
Altpapierbedarf	888.677	t

5 SCHLUSSFOLGERUNG

In der dargestellten Studie wurde das Aufkommen an adressierter und unadressierter Werbung in HH charakterisiert und der resultierende Ressourcenverbrauch abgeleitet. Insgesamt sind Postwurfsendungen/-werbung für den Großteil der deutschen HH „lästig“ und werden folglich direkt über die (Altpapier-)Tonne entsorgt. Gestützt wird diese Aussage durch eine Umfrage des ZMG Mediaservice (2019). Demzufolge wünschen rund 50 % der deutschen Privathaushalte keine unadressierte Werbung, erhalten diese aber dennoch.

Das Potenzial zur Einsparung ist als hoch zu deklarieren. Dies trifft vor allem zu, wenn sämtliche sekundären bzw. vor- und nachgelagerten Prozessketten im Rahmen der Bewertung berücksichtigt werden. Gleichzeitig kann durch vergl. kleine und kostengünstige Maßnahmen, wie bspw. das Anbringen eines Aufklebers „Bitte keine Werbung“, eine große Wirkung erzielt werden. Die resultierende (Papier-)Einsparung schont nachhaltig unsere Umwelt und Ressourcen - wie Wasser, Energie, Holz und Abwasserbelastung.

Die Kampagne „Letzte Werbung“ möchte dabei das Thema im Bewusstsein des Bürgers wecken, zum Umdenken bewegen und Maßnahmen unterstützen, die (Papier-) Verschwendung zu mindern (Letzte Werbung, 2020).

Die öffentliche und politische Relevanz des Themas zeigt sich letztendlich darin, dass ca. 10 % des Gesamtaltpapieraufkommens eines Privathaushaltes durch Werbesendungen hervorgerufen wird und grundsätzlich vermieden werden könnte.

LITERATUR

Die Zeitungen, 2019: Werbeverweigerer 2019 in Deutschland.

Letzte Werbung, 2020: Werbung im Briefkasten nur auf Wunsch. Online in https://www.letzte-werbung.de/.

Schönheit, Evelyn & Trauth, Jupp, 2013: Kritischer Papierbericht 2013 Teilleistung 17 des FÖP, September 2013.

Statistisches Bundesamt, 2018: Bevölkerung und Erwerbstätigkeit, Haushalte und Familien, Ergebnisse des Mikrozensus. Statistisches Bundesamt, Fachserie 1, Reihe 3, 2018.

ZMG Mediaservice, 2018: Werbeverweigerer.

Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie

T. Sattler & D. Vollprecht
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

V. Dietrich
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Geologie und Lagerstättenlehre, Leoben, Österreich

J. Schimek
PORR Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In dieser Studie wurde das Potenzial von Mineralwolle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff (AHWZ) untersucht. Der Einsatz von ungefährlichen Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff ist gegenwärtig rechtlich nicht zulässig, könnte aber zur Einsparung natürlicher Rohstoffe sowie zur Minderung von CO_2-Emmissionen führen. Um die Eignung als AHWZ zu bestimmen, wurden mehrere Aufbereitungsschritte durchgeführt und im Weiteren der Aktivitätsindex (AI) für Glaswolle sowie Steinwolleproben bestimmt.

1 EINLEITUNG

Mineralwolle gehört den künstlich hergestellten anorganischen amorphen (glasigen) Fasern (KMF) an (Dunster 2007) und weist als Dämmstoffe im Bauwesen die größte Verbreitung auf (Vollprecht et al. 2019). Im Hochbau wird Mineralwolle hauptsächlich als akustische und thermische Isolierung eingesetzt, sowie zusätzlich im Brandschutz (Müller et al. 2009) und im Gartenbau (Sattler et al. 2020).
Mineralwolleabfälle bestehen großteils aus sortenrein getrennt gesammelter Mineralwolle inklusive Verunreinigungen. Während der Einsatz von Mineralwolleabfällen als Ersatzrohstoff zur Klinkerherstellung in der Zementindustrie den Energieverbrauch beim Klinkerbrand nicht verringert, könnte die Verwendung von Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff bei der Vermahlung des Klinkers zu Zement eine klimafreundlichere Lösung darstellen, falls die Mineralwolleabfälle latent hydraulische Eigenschaften aufweisen und somit ein Teil des Klinkers substituiert werden könnte. Solche sogenannten „aufbereiteten hydraulisch wirksamen Zusatzstoffe“ (AHWZ) werden dem Zement beigemengt. Gegenwärtig werden v.a. Mischungen aus Hüttensand, Flugasche und Kombinationsprodukte als Zumahlstoffe verwendet.
Zumahlstoffe aus latent-hydraulischen Stoffen, wie etwa Hüttensand, entwickeln bei sulfatischer oder alkalischer Anregung hydraulische Eigenschaften. Diese sind vom glasigen Zustand des Hüttensandes abhängig, wobei hohe Glasgehalte eine höhere Hydraulizität des Hüttensandes hervorrufen. Das ist aufgrund des höheren Energiegehalts des metastabilen, glasigen Zustands gegenüber dem entsprechenden kristallinen Zustand zu begründen (Schiessl 1996, Regourd 1986, Kühl 1961).
Puzzolanische Stoffe, Aschen und Gesteine vulkanischen Ursprungs sowie Flugaschen und Silicastaub, reagieren beim Anmachen mit Portlandzement mit Calciumhydroxid ($Ca(OH)_2$) in wässriger Lösung zu festigkeitsbildendem Calciumsilicathydrat ($CaH_2SiO_4 \cdot 2\ H_2O$) (Stark & Wicht 2000).
Der AI für AHWZ gibt ein prozentuales Verhältnis der Druckfestigkeit im Vergleich zu Normzement an. Gegenwärtig ist der Einsatz von Mineralwolle als AHWZ nicht zuläs-

sig. Sollten Mineralwolleabfälle jedoch sämtliche Auflagen erfüllen, könnte die Grundlage für eine Erweiterung der Normen gelegt werden. Fraglich ist, ob Mineralwolleabfälle ein Zusatz im Sinne der Anforderungen an Normalzemente, EN-197.1, Abschnitt 5.5 (ÖNORM EN 197-1: 2011-10-15) sein könnten. Hierbei dürften 1 % Mineralwolleabfälle zugegeben werden. Erforderlich ist allerdings, dass durch die Zusätze die „Herstellung oder die Eigenschaften von Zement verbessert werden“ (ÖNORM EN 197-1: 2011). Eine weitere, rechtliche, Anforderung für den Einsatz von Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff ist das Erreichen des Abfallendes.
In diesem Beitrag wird auf die Aufbereitung von ungefährlichen Mineralwolleproben und deren Eignung als AHWZ eingegangen.

2 MATERIAL UND METHODEN

Für die Aufbereitung und Analyse wurde ungefährliche Mineralwolle gewählt, wobei sich das Probenmaterial aus je zwei Glaswolle- (Isover MK-HRF) und Steinwolleprodukten (Sonorock 035) zusammensetzte. Diese Materialien wurden anstelle von Mineralwolleabfällen ausgewählt, um Einflüsse unbekannter Beimengungen zu vermeiden.

2.1 Zerkleinerung

Die zu analysierenden Proben wurden im ersten Schritt per Eirichmischer vorzerkleinert und homogenisiert. Den nächsten Aufbereitungsschritt stellte eine Feinmahlung per Stabmühle dar. Hierbei wurde das Probenmaterial für 10 min in einer Stabmühle weiter zerkleinert.

2.2 Rasterelektronenmikroskopie

Die Mineralwolleproben wurden als Streupräparat auf einen Objektträger aufgebracht, welcher anschließend mit Kohlenstoff bedampft wurde. Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden darauffolgend mittels eines Rasterelektronenmikroskops des Typs „ZEISS EVO 10, BRUKER EDX Detektor“ bei einer Anregungsspannung von 15 kV und einem Arbeitsabstand von 10,5-12 mm durchgeführt.

2.3 Röntgenfluoreszenzanalytik

Die oxidische Zusammensetzung der Mineralwolleprodukte wurde mittels Röntgenfluoreszenzanalyse bestimmt. Der Gehalt 21 unterschiedlicher Oxide wurde gemessen.

2.4 Feststellung des Aktivitätsindex

Die auf 4900-6000 Blaine fein aufgemahlenen Mineralwolleproben wurden mit dem jeweiligen Anteil von 75 % Normzement (CEM I 42,5 R) vermengt und zu prismatischen Probekörpern gegossen. Blaine ist ein Maß das den Grad der Feinvermahlung angibt, je höher der Blaine-Wert, desto höher die spezifische Oberfläche. Nach 7, 28 und 90 Tagen wurde die Druckfestigkeit (UCS) der Prismen ermittelt. Der Aktivitätsindex wird aus der Druckfestigkeit der Mineralwolleprobekörper (UCS [Min]) und jener der Normzementprobekörper (UCS [Norm]) berechnet:

$$AI = \frac{UCS\,[Min]}{UCS\,[Norm]} * 100 \quad (1)$$

Diese Studie orientiert sich an ÖNORM B 3309-3:2010, die ihre Gültigkeit für Flugasche besitzt. Folgende Rahmenbedingungen sind zu erfüllen: Bei einem Verhältnis von 75 % Prüfzement und 25 % Flugasche muss der AI nach 28 Tagen mindestens

90 % betragen. Als Referenzwert wird Einheitszement angewandt. Wenn der AI nach 28 Tagen weniger als 90 %, jedoch mindestens 88 % beträgt, muss der AI nach 90 Tagen bei der erneuten Bestimmung mindestens 95 % betragen.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Zerkleinerung

Durch die Zerkleinerung und Aufmahlung des Probenmaterials wurden Pulver mit Blaine-Werten von 4900-6000 erzeugt, siehe Tabelle 1.

Tab. 1: Blaine-Wert der analysierten Proben.

Probe	Blaine-Wert	Produkt
RecyMin_35	6000	Steinwolle
RecyMin_42	5400	Steinwolle
RecyMin_37	5300	Glaswolle
RecyMin_38	4900	Glaswolle

3.2 Rasterelektronenmikroskopie

Die Rasterelektronischen Untersuchungen zeigten, dass selbst nach der Aufmahlung der Mineralwolle auf eine spezifische Oberfläche von bis zu 6000 Blaine immer noch Mineralwollefasern mit einer Länge von teilweise > 10 µm vorzufinden sind. Weiters konnte festgestellt werden, dass die vorhergegangenen Zerkleinerungsschritte die Fasern in kleine körnige, wenig gerundete, teils kubische Aggregate zerbrechen ließen (siehe Abb. 1 und 2).

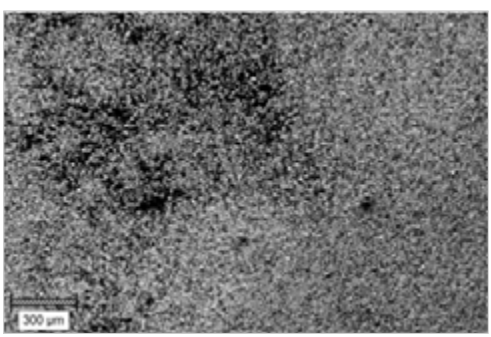


Abb. 1: Mineralwolleprobe in 100-facher Vergrößerung im Rasterelektronenmikroskop.

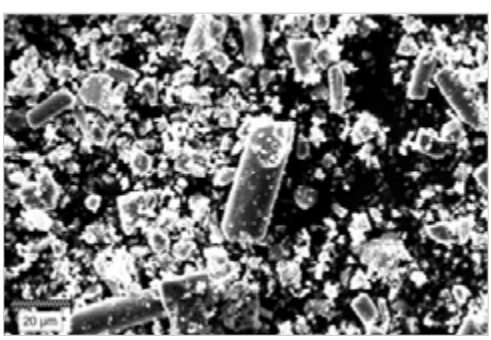


Abb. 2: Mineralwolleprobe in 2000-facher Vergrößerung im Rasterelektronenmikroskop.

3.3 Röntgenfluoreszenzanalytik

Während der Einsatz von Glaswolle bei einem mittleren Gehalt von 64 Ma-% SiO_2 eine attraktive Möglichkeit des Einsatzes als Siliziumträger im Zementwerk darstellt, ist durch die mittlere oxidische Zusammensetzung der Steinwolleprodukte von 15 Ma-% Al_2O_3, 40 Ma-% SiO_2, 17 Ma-% CaO sowie 9 Ma-% Fe_2O_3 ein Einsparungspotenzial von Aluminium-, Silizium-, Kalzium sowie Eisenträgern gegeben.

Tab. 2: Mittlere Zusammensetzungen der Glaswolle- sowie Steinwolleprodukte.

Parameter	Glaswolleprodukte (n=2) *Mittelwert (Ma-%)*	Steinwolleprodukte (n=2) *Mittelwert (Ma-%)*
Cl	0,08	0,028
Na_2O	14,55	1,928
MgO	3,13	10,88
Al_2O_3	1,55	**14,797**
SiO_2	**63,90**	**40,026**
P_2O_5	0,13	0,234
SO_3	0,21	0,229
K_2O	0,78	0,697
CaO	7,24	**17,09**
TiO_2	0,05	1,49
MnO	0,56	-
Cr_2O_3	-	0,16
MnO	-	0,41
Fe_2O_3	0,59	**9,00**
NiO	-	0,03
ZnO	0,04	-
SrO	-	0,06
ZrO_2	-	0,03
BaO	0,07	0,05
La_2O_3	-	0,36
B_2O_3	1,18	<0,025

3.4 Aktivitätsindex

Die ermittelten Druckfestigkeiten verdeutlichten, dass der Normzement nach 7 Tagen, mit über 45,8 MPa Druckfestigkeit die Mineralwolleproben, welche zwischen 29,9 MPa und 34,9 MPa lagen, überstieg. Nach 28 Tagen glichen sich die Festigkeiten etwas an und lagen bei 42,7 MPa-51,8 MPa, wobei die Normzementprobe zu diesem Zeitpunkt 51,7 MPa aufwies. Nach 90 Tagen konnte eine Mineralwolleproben sogar die Druckfestigkeit des Normzements (59,1 MPa) überschreiten und lag bei 62,4 MPa, die drei restlichen Proben wiesen 53,5 MPa-58,2 MPa auf (siehe Abb. 3).

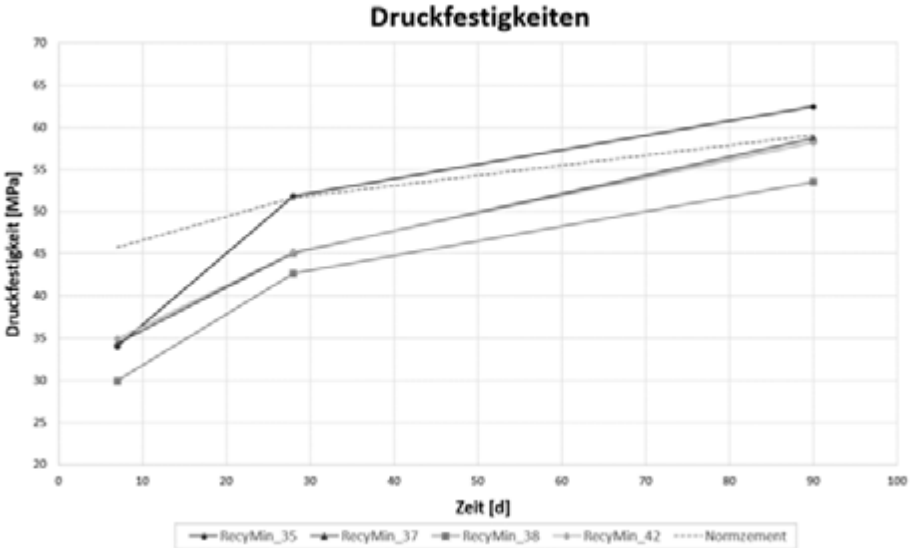


Abb. 3: Ermittelte Druckfestigkeiten nach 7, 28 und 90 Tagen.

Nach 7 Tagen lag der AI der Proben zwischen 65-76 %, wobei drei der Proben einen sehr ähnlichen AI aufwiesen und nur eine Probe einen weitaus geringeren AI aufwies. Der AI lag nach 28 Tagen bei 83 %, 87 %, 88 % (RecyMin_42) und 100 % (RecyMin_35). Was bedeutet, dass zwei der Proben die Kriterien der Flugasche Norm zu diesem Zeitpunkt erfüllten. Nach 90 Tagen wurden 91 % (RecyMin_38), 98 %, 99 % sowie 105 % erzielt. Da der AI laut Norm nach 90 Tagen bei mind. 95 % liegen muss, erreichte nur eine Probe, RecyMin_38, nicht den Mindestwert von 95 % (siehe Abb. 4).

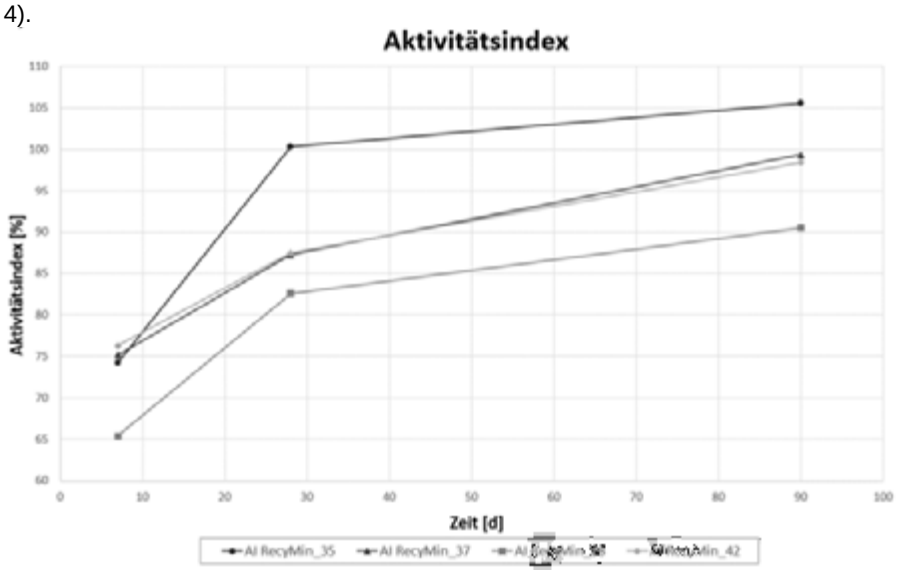


Abb. 4: Berechnete Aktivitätsindizes nach 7, 28 und 90 Tagen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die Untersuchungen haben deutlich gezeigt, dass Mineralwolle ein Potenzial zur Verwendung als AHWZ aufweist. Als positiver Einflussfaktor auf die Hydraulizität ist hierbei der glasige Zustand der Mineralwolle zu nennen. Die Anforderungen, welche an ÖNORM B 3309-3:2010 angelehnt wurden, konnten von drei der vier Proben erfüllt werden. Da das Probenmaterial einen unterschiedlichen Feinheitsgrad aufwies, ist davon auszugehen, dass bei einem gleichem, hohen, Blaine-Wert, sämtliche Proben die Anforderungen erfüllt hätten. Der Einsatz von ungefährlicher Mineralwolle in der Zementindustrie als AHWZ ist also durchaus sinnvoll, da in dieser Studie ein hydraulisches Potenzial nachgewiesen wurde. Um Mineralwolleabfälle als Zementzuschlagstoff einzusetzen sind rechtliche Schritte, wie etwa das Erreichen des Abfallendes bzw. der Produktstatus, zu klären. Im Folgenden müsste ebenso die Grundlage für eine Erweiterung der Normen gelegt werden, da Mineralwolle durch den Einsatz als AHWZ natürliche Rohstoffe ersetzen kann, sowie eine Minderung der CO_2-Emissionen herbeiführen würde.

LITERATUR

Dunster, A. (2007) *Characterisation of Mineral Wastes, Resources and Processing technologies –Integrated waste management for the production of construction material*, 2007, http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool_sectorstudy.pdf, abgerufen am 25. 03 2018.

Kühl, H. (1961) Zement-Chemie. Bd. 3 - *Die Erhärtung und die Verarbeitung der hydraulischen Bindemittel,* 3. überarb. u. erw. Aufl., Berlin: Verlag Technik 1961.

Müller, A.; Leydoph, B.; Stanelle, K. (2009) *Recycling mineral wool waste - Technologies for the conversion of the fibre structure,* Part 1. Interceram. 2009, Bd. 58, S. 378-381.

ÖNORM B 3309-3:2010 12 01*: Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die Betonherstellung (AHWZ) - Teil 3: Flugasche für Beton (GF bzw. GF-HS)* - Nationale Anwendung der ÖNORM EN 450-1. Austrian Standards Institute/ Österreichisches Normungsinstitut (ON).

ÖNORM EN 197-1: 2011-10-15: *Zement - Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement.* Austrian Standards Institute/ Österreichisches Normungsinstitut (ON).

Regourd, M. (1986) *Slags and slag cement*, in: Concrete Technology and Design. Bd.3. Cement Replacement Materials, Glasgow, London: Surrey University Press 1986.

Sattler, T., Pomberger, R., Vollprecht. D. (2020) *Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zement- und Mineralwolleindustrie.* Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin 2020.

Schiessl, P. (1996) *Vorstudie zu den Wirkungsmechanismen bei der Hydratation von HOZ*, Forschungsbericht, Institut für Bauforschung, RWTH Aachen.

Stark, J., Wicht, B. (2000) *Zement und Kalk: der Baustoff als Werkstoff*. Hrsg. F.A-Finger-Institut für Baustoffkunde der Bauhaus-Universität Weimar. Baupraxis, Springer Basel AG.

Vollprecht, D.; Sattler, T.; Doschek-Held, K.; Galler, R.; Schimek, J.; Kasper, T.; Daul, J.; Pomberger, R. (2019) *Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie*. Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin 2019, pp. 481-492.

Technische Möglichkeiten der Abfallvermeidung in der Stahlproduktion

C. Adam, K. Schraut & E. Weingart
Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Fachbereich Thermochemische Reststoffbehandlung und Wertstoffrückgewinnung, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Bei der Stahlproduktion fallen verfahrensbedingt große Mengen an Nebenprodukten und Abfällen wie Stahlwerksschlacken, Filterstäube und Gichtgasschlämme an. Hohe Anteile dieser Stoffströme werden aufgrund ihrer Zusammensetzung immer noch deponiert, obwohl sie ein hohes Wertstoffpotential aufweisen. An der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) werden Verfahren untersucht und entwickelt, welche eine Verwertung und Kreislaufführung dieser Materialströme ermöglichen. Aus sogenannten Linz-Donawitz-(LD)-Schlacken können durch carbothermische Nachbehandlung Roheisen und ein dem Portlandzementklinker (PZK) ähnliches Bindemittel erzeugt werden. Aus Elektroofenstäuben und Gichtgasschlämmen kann Zink gewonnen und die Anteile an Eisen und Kohlenstoff in den Stahlproduktionsprozess zurückgeführt werden. Durch diese technischen Maßnahmen kann es gelingen die Deponierung von Abfällen der Stahlproduktion zukünftig deutlich zu reduzieren.

1 EINLEITUNG

Bei der Stahlproduktion fallen große Mengen an Nebenprodukten und Abfällen an. So entstehen im Hochofen pro Tonne Roheisen ca. 300 kg Schlacke und 6 kg Gichtgasschlamm und pro Tonne erzeugtem Elektrostahl etwa 120 kg Schlacke und 20 kg Filterstaub. Während granulierte Hochofenschlacke als Hüttensand einen begehrten Rohstoff in der Zementindustrie darstellt, entwickeln sich die Verwertungswege für Stahlwerksschlacken zunehmend schwieriger. Hier besteht ein Konflikt zwischen dem Schutz von Boden und Grundwasser und dem Gedanken einer Kreislaufwirtschaft. Gichtgasschlämme und Filterstäube werden trotz hoher Zinkgehalte deponiert, da sich Verfahren zur Metallrückgewinnung oftmals nicht ökonomisch darstellen lassen. Im Sinne einer Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung sollte jedoch eine Weiterentwicklung der Verwertungsverfahren für Abfälle und Nebenprodukte der Stahlproduktion vorgenommen und etabliert werden. Hierbei ist der Schutz von Boden und Grundwasser zu berücksichtigen. Im Folgenden werden Forschungsergebnisse der BAM vorgestellt, die diese Ziele verfolgen.

2 NEUE PROZESSE FÜR DIE VERWERTUNG VON SCHLACKEN UND STAHLWERKSSTÄUBEN

In Deutschland fallen bei der Rohstahlproduktion jährlich mehr als 3 Mio. Tonnen sogenannter LD-Schlacken (**L**inz-**D**onawitz-Verfahren) an, welche derzeit noch größtenteils im Straßen-, Erd- und Wasserbau eingesetzt werden (Merkel 2017). Die Entwicklungen der gesetzlichen Rahmenbedingungen in verschiedenen europäischen Ländern lassen jedoch vermuten, dass die derzeitigen Verwertungswege der Schlacken zukünftig problematisch werden könnten. Zudem enthalten LD-Schlacken verfahrensbedingt Massenanteile von bis zu 30 % Eisenoxid, welches damit für die Rohstahlproduktion nicht mehr zur Verfügung steht. Pro Jahr gehen über diesen Weg

mehr als 600.000 t Roheisen für die Stahlproduktion verloren. Des Weiteren verhindert der hohe Anteil an Eisenoxid in der Schlacke einen direkten Einsatz als Rohstoff in der Zementindustrie (Das et al. 2007).

Bei Untersuchungen zur carbothermischen Nachbehandlung von LD-Schlacken im kleintechnischen Lichtbogenofen der BAM, wurden festgestellt, dass in den reduzierten eisenarmen LD-Schlacken bemerkenswert hohe Gehalte des hydraulisch aktiven Minerals Alit (Mischkristall des Tricalciumsilikats mit Nebenelementen wie Mg, Al und Fe) entstanden, das auch der Hauptbestandteil von PZK ist. Der gebildete Alit war auch bei langsamer Abkühlung stabil und wuchs zu Kristallen von einigen Zentimetern Größe an. Dieser Prozess wurde an der BAM eingehend untersucht und wird im nachfolgenden Kapitel 2.1 näher beschrieben.
Die festen Rückstände aus der Abluftreinigung der Roheisen- und Stahlproduktion, wie z.B. der Gichtgasschlamm, spiegeln die aufgegebenen Rohstoffe in Form von Feinstaub wider, angereichert mit besonders flüchtigen Metallen wie Zink und Blei. Diese Anreicherung mit flüchtigen Metallen verhindert die unmittelbare Rückführung und Verwertung der Stäube, da sich diese sonst im Kreislauf aufkonzentrieren und zu Betriebsproblemen führen. Im Rahmen einer Industriekooperation (Partner FerroDuo GmbH) untersucht die BAM neue Verfahren zur Nachbehandlung solcher Rückstände mit dem Ziel der vollständigen Verwertung. Zink und Blei werden in Form ihrer Chloride bereits bei moderaten Temperaturen verdampft und über die Gasphase separiert. Der von Zink und Blei befreite Rückstand kann prozessintern rezykliert werden. Das gewonnene Zinkchlorid wird für die weitere Verwertung aufgereinigt. Die aktuellen Entwicklungen dieser Forschungsarbeiten werden in Kapitel 2.2 vorgestellt.

2.1 Herstellung von Zementklinker und Roheisen durch Nachbehandlung von LD-Schlacken

Die carbothermische Behandlung schmelzflüssiger LD-Schlacken ermöglicht die Umwandlung dieses Nebenproduktes der Rohstahlproduktion in Roheisen und Zementklinker (z.B. Piret & Dralants 1984, Kubodera et al. 1979). Da das in den LD-Schlacken enthaltene Eisen vorwiegend oxidisch gebunden ist, kann es nicht rein mechanisch separiert und zurückgewonnen werden. Erst durch die carbothermische Behandlung werden die Eisenoxide nahezu vollständig zu metallischem Eisen reduziert und über Dichtetrennung von der mineralischen Schmelze separiert. Dabei entsteht neben dem Roheisen eine mineralische Schlacke deren chemische und mineralogische Zusammensetzung nahezu der des PZK entspricht.
An der BAM wurde die Behandlung von LD-Schlacken unter reduzierenden Bedingungen in einem kleintechnischen Lichtbogenofen durchgeführt. Die LD-Schlacke wurde auf 2 cm Korngröße gebrochenen und in Chargen von 15-25 kg, zusammen mit der für eine vollständige Reduktion berechneten Menge an Petrolkoks, in den Ofen eingebracht. Während der Reduktion stieg die Viskosität der Schmelze aufgrund der Abnahme des FeO-Anteils stark an. In Verbindung mit der Freisetzung von gasförmigem CO durch die Reduktionsreaktion (1) führte dies zu einem starken Schäumen der Schmelze. Um die Viskosität zu senken und wieder eine ausreichend flüssige Schmelze zu erhalten, wurde die Schmelzbadtemperatur auf ca. 1800 °C erhöht.

$$Fe_2O_3 + 3\,C \rightarrow 2\,Fe + 3\,CO\uparrow \qquad (1)$$

Nach der erfolgreichen thermochemischen Behandlung und der gezielten Eisenseparation lag der Massenanteil von Eisen in der mineralischen Fraktion unter 3 % (Abb. 1). Der Rückgang des Fe-Gehaltes führte zu einer relativen Erhöhung der Ca- und Si-

Gehalte der mineralischen Fraktion in den Bereich von PZK. Auch das Ca/Si-Verhältnis der Schlacke liegt im Bereich des PZK. Das separierte Roheisen bestand hauptsächlich aus Eisen mit Massenanteilen von 1-5 % Mn, P und Ti und 0,5-1 % V, S und Cr.

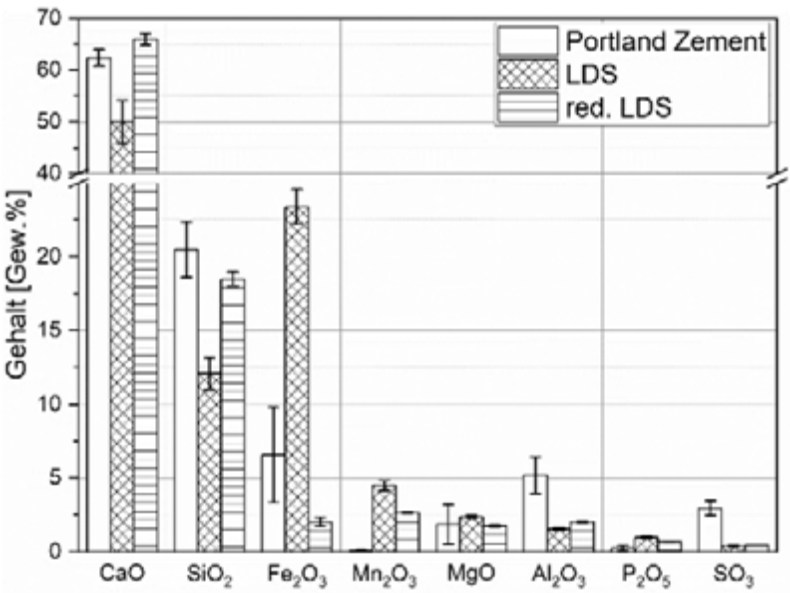


Abb. 1: Vergleich der chemischen Zusammensetzungen von PZK (VDZ 2002), der LD-Schlacke (RFA) und der reduzierten LD-Schlacke (RFA). Die Fehlerbalken zeigen jeweils die dreifache Standardabweichung von je 9 RFA-Messungen bzw. den Zusammensetzungsbereich von PZK.

Mit der chemischen Zusammensetzung ändert sich auch der Phasenbestand der mineralischen Schlacke durch die Reduktion erheblich (Abb. 2). Alit, der in der ursprünglichen LDS nur in geringen Mengen vorhanden ist, stellt nun mit Massenanteilen von 60-70 % das Hauptmineral dar. Die Fe-Oxide Wüstit und Magnetit wurden durch die Behandlung zu Roheisen reduziert. Der Eisenanteil des Ca-Al-Ferrat Brownmillerit trug ebenfalls zur Bildung des Roheisens bei, während daraus freigesetztes CaO und Al_2O_3 an der Bildung von Ca-Aluminat und Alit mitwirkten.
Portlandzementklinker besteht zu 45 bis 80 % aus Alit, daneben überwiegend aus Belit, Tricalciumaluminat und Brownmillerit (VDZ 2002). Der Phasenbestand der reduzierten Schlacke ist somit qualitativ mit dem PZK, mit Ausnahme des Fehlens von Brownmillerit, identisch.

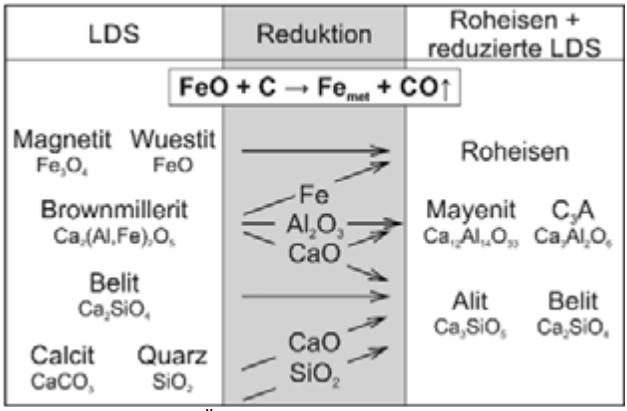


Abb. 2: Schema der Änderung des Phasenbestandes während der reduktiven Behandlung der LD-Schlacken (LDS).

Alit bildet sich aus der Schmelze in Form von großen länglichen Kristallen (Abb. 3). Die übrigen Phasen sind in Form unregelmäßiger, teils verwachsener Körner zwischen den Alitkristallen zu finden.

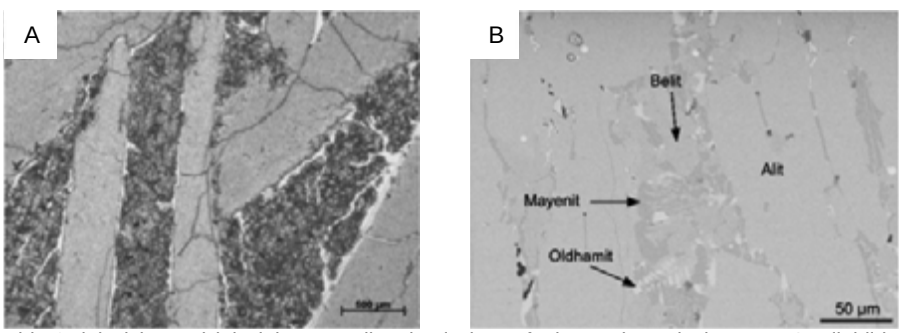


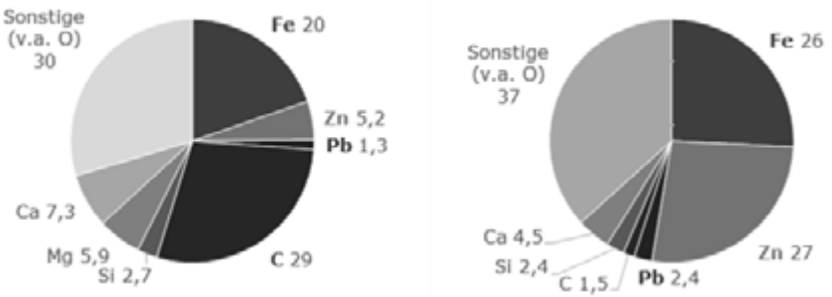
Abb. 3: (A) Licht- und (B) elektronenmikroskopische Aufnahmen der reduzierten LDS. Alit bildet den Hauptbestandteil in Form länglicher Kristalle. Belit, Ca-Aluminate und Oldhamit sind zwischen den Alitkristallen in Form unregelmäßiger und verwachsener Körner zu finden.

Hinsichtlich einer Verwertung von industriellen Reststoffen bietet die beschriebene thermochemische Nachbehandlung eine interessante Option der Wertstoffrückgewinnung. Das erhaltene mineralische Produkt birgt aufgrund seiner chemischen und mineralogischen Zusammensetzung ein hohes Potential für den Einsatz in der Zementindustrie. Daneben ist eine Rückführung des gewonnenen Roheisens in den Wertstoffkreislauf möglich.
Die industrielle Umsetzung des Prozesses ist jedoch mit logistischen Herausforderungen verbunden. Wird die heiße, schmelzflüssige Schlacke direkt nach dem Abguss nachbehandelt, kann ein energieintensives Wiederaufschmelzen vermieden werden. Die Steigerung der Viskosität der Schmelze durch die reduktive Entfernung des Eisens aus dem mineralischen Stoffsystem stellt jedoch eine besondere technische Herausforderung dar. Da eine Temperaturerhöhung auf 1800 °C großtechnisch nicht ohne Weiteres umsetzbar und ökonomisch kaum darstellbar ist, wird in weiteren Forschungsprojekten untersucht, wie die Viskosität durch gezielte Einstellung der Zusammensetzung in einen besser handhabbaren Bereich gebracht werden kann. Neben

Laborversuchen sind in einem Verbundvorhaben auch großtechnische Demonstrationsversuche geplant.

2.2 Vollständige Verwertung von Gichtgasschlamm und Stahlwerksstaub

Gichtgasschlamm aus der Roheisengewinnung enthält neben Koks und Eisenoxid Massenanteile von etwa 5 % Zink und andere Schwermetalle wie Blei. Elektroofenstaub aus der Elektrostahlproduktion enthält sogar bis zu 30 % Zink (Abb. 4).



Gichtgasschlamm Elektroofenstaub

Abb. 4: Zusammensetzung von Gichtgasschlamm und Elektroofenstaub (Massenanteile [%]).

Durch die unterschiedlichen Zusammensetzungen ergeben sich für die Verwertung der Filterstäube zwei verschiedene Ziele: der Gichtgasschlamm soll von störenden Schwermetallen befreit werden, damit Eisen und Kohlenstoff wieder in den Prozess der Roheisenherstellung zurückgeführt werden können. Beim Elektroofenstaub hingegen ist primär das enthaltene Zink von Interesse, das aus dem Staub entfernt und dem Wertstoffkreislauf wieder zugeführt werden soll.
Industriell ist bisher nur für den Elektroofenstaub ein Prozess etabliert. Beim Wälzprozess wird zinkoxidreicher Filterstaub mit Koks versetzt und bei bis zu 1400 °C geglüht. Hierbei wird Zinkoxid zu Zink reduziert und verdampft, in der Gasphase wird es anschließend wieder oxidiert und fällt als sogenanntes Wälzoxid an. Nachteile dieses Verfahrens sind der hohe energetische Bedarf und die Nutzung von Koks als Reduktionsmittel, so dass dieser Prozess nur für hohe Zinkgehalte in Frage kommt. Der bei der BAM untersuchte Prozess läuft hingegen schon bei niedrigeren Temperaturen ab und kann auch für niedrigere Frachten an zu entfernenden Metallen angewandt werden. Auch bleiben hier Koks und Eisen im Einsatzstoff erhalten und können unter Einsparung von Primärrohstoffen wieder in den Prozess zurückgeführt werden.
Kernelement dieses Prozesses ist die Umwandlung der zu entfernenden Metalle in ihre Chloride, die anschließend thermisch verflüchtigt werden. Dabei kommt eine Eisenchloridlösung zum Einsatz, die ebenfalls aus der Stahlherstellung stammt und beim Beizen von Stahl mit Salzsäure als Abfallstoff anfällt (Abb. 5).

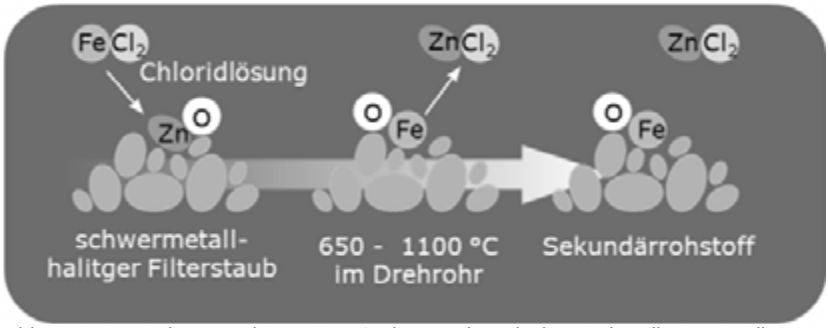


Abb. 5: Prozess der BAM / FerroDuo GmbH zur thermischen Behandlung von Filterstäuben.

Dieser Prozess wurde zunächst im Batchverfahren getestet, bei dem verschiedene Mischungen von Filterstaub und Eisenchloridlösung hergestellt und unter Variation der Temperatur unter Stickstoffbegasung behandelt wurden. Die Entfernung von Zink aus Gichtgasschlamm bei verschiedenen Prozesstemperaturen und Verweilzeiten ist in Abb. 6 dargestellt.

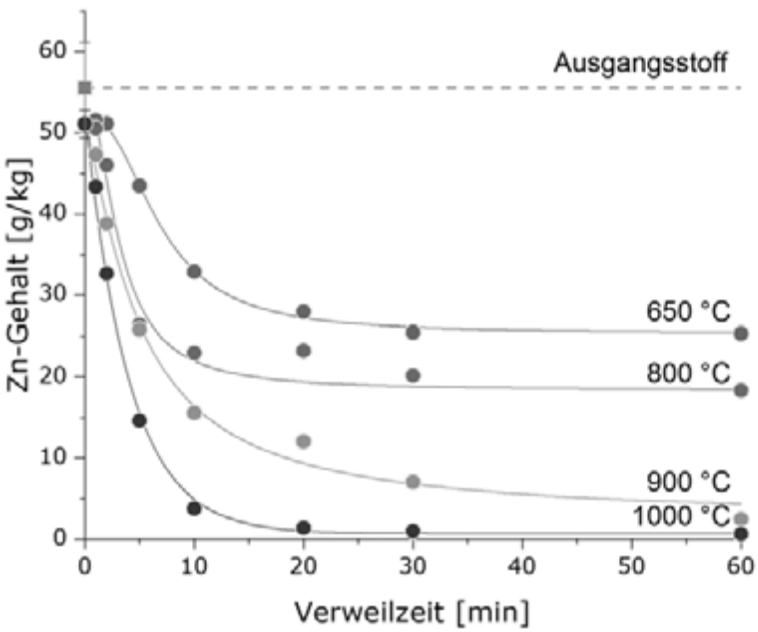


Abb. 6: Zinkgehalt der Gichtgasschlamm-Eisenchlorid-Mischung in Abhängigkeit von Temperatur und Verweilzeit.

Bei 650 °C und 30 min Verweilzeit kommt es bereits zur Halbierung des Zinkgehalts von 50 auf unter 25 g/kg. Durch eine Steigerung der Temperatur auf 800, 900 und 1000 °C kann Zink nahezu quantitativ entfernt werden. Die verwendete Chloridmenge wirkt sich hierbei entscheidend auf die Effektivität und Selektivität des Prozesses aus. Es zeigt sich, dass ein geringer Chloridüberschuss von 10 % bezogen auf die zu entfernenden Komponenten Zink und Blei die Effektivität des Prozesses erhöht. Der Chloridüberschuss darf jedoch nicht zu hoch eingestellt werden, um die ungewünschte Verdampfung von Eisenchlorid zu vermeiden. Der Gehalt an Kohlenstoff

wurde vor und nach den Versuchen bestimmt. Aufgrund des Betriebs unter Schutzgas bleibt der Kohlenstoff weitgehend erhalten (siehe Tab. 1). XRD-Daten deuten darauf hin, dass ein Teil der Eisenoxide bereits zu elementaren Eisen reduziert worden ist.

Tab. 1: Hauptelementzusammensetzung von Gichtgasschlamm-$FeCl_2$-Mischung vor und nach der Behandlung bei 1000 °C.

Massenanteil Element [%]	Ausgangs-mischung	Produkt bei 1000 °C
Si	3,7	4,4
Fe	27,5	41,7
Zn	5,2	0,067
Pb	0,3	< 0,002
Mg	1,0	1,7
Ca	2,8	4,8
C	22,7	23,8
Sonstige (überwiegend O)	37,0	23,5

Mit dem Elektroofenstaub wurden diese Versuche analog durchgeführt und ähnliche Ergebnisse erzielt (Tab. 2). Auch mit anderen Filterstäuben unterschiedlichster Zusammensetzung konnte erfolgreich eine nahezu quantitative Entfernung von Zink und Blei erreicht werden. Dabei hat sich gezeigt, dass nicht allein der Zinkgehalt die Prozessparameter bestimmt, sondern auch die Zusammensetzung der Matrix, in der das Zink vorliegt. Vor allem durch Anpassung des Chloridgehalts konnten negative Matrixeffekte kompensiert werden.

Tab. 2: Hauptelementzusammensetzung von Elektroofenstaub-$FeCl_2$-Mischung vor und nach der Behandlung bei 1100 °C.

Massenanteil Element [%]	Ausgangs-mischung	Produkt bei 1100 °C
Si	0,8	1,8
Fe	24,6	50,3
Zn	29,9	0,09
Pb	1,6	< 0,01
Mg	1,1	2,5
Ca	2,3	2,7
Sonstige (überwiegend O)	39,7	42,6

Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurden die Prozesse auch im kleintechnischen Drehrohrofen durchgeführt, um die verdampften Chloride in größerer Menge abzuscheiden und die Möglichkeiten der Aufreinigung der Zinkchloridlösung näher untersuchen zu können. Die Abgase wurden dabei über einen Abgaswäscher geleitet und das Waschwasser analysiert. Hierbei bestätigte sich, dass überwiegend die Schwermetalle Zink und Blei in Form ihrer Chloride enthalten sind, Eisen hingegen wurde nur sehr wenig ausgetragen. Durch Zementation mit elementarem Zink kann dieses Waschwasser weiter aufgereinigt werden, so dass eine marktfähige Zinkchloridlösung erhalten wird.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Umwandlung von LD-Schlacken in Roheisen und Zementklinker mittels carbothermischer Reduktion wurde in den letzten Jahrzehnten von verschiedenen Forschungsgruppen untersucht. Bei diesem Verfahren werden die in der LD-Schlacke vorhandenen Eisenoxide zu metallischem Eisen reduziert, welches sich von der übrigen Schmelze durch Dichtetrennung separiert. Die verbleibende mineralische Schmelze zeichnet sich durch einen niedrigen Eisengehalt und ein Ca/Si-Verhältnis aus, das dem des PZK entspricht. Bei Abkühlung kristallisieren in der reduzierten mineralischen Schlacke vor allem die Ca-Silikate Alit und Belit, aus denen sich auch PZK vorwiegend zusammensetzt.
Das Verfahren bietet somit die Möglichkeit aus einem Nebenprodukt zwei Wertstoffe herzustellen, deren Anwendungspotential der momentanen Verwendung von LD-Schlacken überlegen ist. Für die großtechnische Umsetzung des Verfahrens müssen noch Anpassungen erfolgen, welche in einem Verbund aus Forschung und Industrie erarbeitet werden sollen. Ein Ersatz von PZK durch Bindemittel auf der Basis von Stahlwerksschlacken kann erheblich zu Vermeidung von CO_2-Emissionen beitragen und Primärrohstoffe einsparen.

Durch die gemeinsame thermische Behandlung von Filterstäuben und/oder Gichtgasschlämmen und chloridhaltigen Abfall-Beizlösungen der Stahlindustrie können in einem relativ einfachen Prozess zwei Abfallströme verwertet werden. Zink wird im thermochemischen Prozess als Zinkchlorid verdampft und in Form einer marktfähigen Zinkchloridlösung der Kreislaufwirtschaft wieder zugeführt. Der von Zink befreite mineralische Rückstand enthält Eisen und Kohlenstoff und kann im Stahlproduktionsprozess unter Einsparung von Primärrohstoffen wieder eingesetzt werden. Kleintechnische Untersuchungen im Drehrohrofen lassen darauf schließen, dass der untersuchte Prozess zur Behandlung von Stahlwerksstäuben durch Anpassung der Betriebsbedingungen auch auf andere schwermetallhaltige Filterstäube übertragbar ist.

LITERATUR

Das, B., Prakash, S., Reddy, P., Misra, V. (2007). *An overview of utilization of slag and sludge from steel industries*. Resources, conservation and recycling 50, 40-57.

Kubodera, S., Koyama, T., Ando, B. Kondo, R. (1979). *An approach to the full utilization of LD slag*. Trans. Iron Steel Inst. Jpn. 19, 419-427.

Merkel, Th (2017). *Erzeugung und Nutzung von Eisenhüttenschlacken 2016.* Report des FeHS-Institutes, Bd. 24(1) 15.

Piret, J. Dralants, A. (1984). *Verwertung von LD-Schlacke zur Erzeugung von Portlandzementklinker und Roheisen*. Stahl und Eisen 104, 774-778.

VDZ (2002). *Zement-Taschenbuch*. Düsseldorf: Verlag Bau+Technik.

Was bedeuten neue Erkenntnisse zur Schlackenkonditionierung für die Abfallwirtschaft?

D. Vollprecht, S. Neuhold & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Projekts „MiLeSlag“ (Mineralogy and Leachability of Steel Slags) wurde ein Konzept entwickelt, das die Auslaugung von Chrom und Vanadium aus Elektroofenschlacken auf deren mineralogische Zusammensetzung und Produktionsbedingungen zurückführt. Obwohl die gewonnenen Erkenntnisse in der Wissenschaft auf Resonanz stoßen, wurde die Bedeutung für die Abfallwirtschaft bisher noch nicht dargestellt. In diesem Beitrag wird daher die abfallwirtschaftliche Relevanz der Forschungsergebnisse des Projekts dargelegt, in dem gezeigt wird, dass bei der Produktion von Elektroofenschlacken deren Recyclingfähigkeit als industrielle Gesteinskörnung gezielt optimiert werden kann.

1 EINLEITUNG

In Österreich fallen jährlich rund 940.000 t Stahlwerksschlacken an (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2020), davon rund 78.000 t Elektroofenschlacken (EOS) (Perz 2001). Die EOS der Marienhütte in Graz sind dabei seit 2019 kein Abfall, sondern Nebenprodukt (Landesverwaltungsgericht Steiermark 2018) und werden als Baustoff eingesetzt (Marienhütte Stahl- und Walzwerk GmbH 2020). Dieser Beitrag zur Kreislaufwirtschaft führte zu einem Konflikt zwischen den Produzenten natürlicher und industrieller Gesteinskörnungen (Oberösterreichische Nachrichten 2014), der durch den Erlass der Recycling-Baustoffverordnung geschlichtet wurde (Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2015). Diese stellt dabei eine notwendige, aber keine hinreichende Bedingung für eine naturwissenschaftlich fundierte sowie ökologisch und ökonomisch sinnvolle Kreislaufführung industrieller mineralischer Reststoffe dar. Einerseits schafft sie einen gesetzlichen Rahmen für den Einsatz industrieller Gesteinskörnungen, andererseits ist dieser Rahmen strenger als jener für den Einsatz natürlicher Gesteinskörnungen, obwohl auch diese Schadstoffe freisetzen können (Tossavainen & Forssberg 1999). Zudem sind die Kriterien, anhand derer die Umweltauswirkungen industrieller Gesteinskörnungen bewertet werden, nicht auf die Eluatkonzentrationen von Schadstoffen beschränkt, sondern umfassen auch deren Gesamtgehalte, obwohl bekannt ist, dass die Auslaugbarkeit chemischer Elemente nicht von deren Gesamtgehalten, sondern von ihrer mineralogischen Bindung abhängt (z.B. Aldrian et al. 2015), die von den Gesamtgehalten und Verhältnissen anderer chemischer Elemente (Cabrera-Real et al. 2012) beeinflusst wird.

Um das Verständnis über den Zusammenhang zwischen der Mineralogie und dem Auslaugverhalten von Stahlwerksschlacken zu vertiefen und Grundlagen für eine Optimierung des Auslaugverhaltens zu legen, startete 2016 das Forschungsprojekt „MiLeSlag“ (FFG, Bridge Frühphase, Projekt-Nummer 851210), das von einem internationalen Konsortium, bestehend aus der Montanuniversität Leoben, der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung, dem Energy Research Centre of the Netherlands, dem FEhS-Institut für Baustoffforschung, der Marienhütte Stahl- und Walzwerk GmbH, der Max Aicher Umwelt GmbH, der Porr Umwelttechnik GmbH und der Scholz

Austria GmbH umgesetzt wurde. Die abfallwirtschaftliche Relevanz der erzielten Projektergebnisse wurde bisher noch nicht ausreichend dargestellt und wird im Folgenden beleuchtet.

2 BEDEUTUNG FÜR DIE ABFALLWIRTSCHAFT

Im Projekt „MiLeSlag“ wurden vier peer-reviewte und sieben weitere Artikel veröffentlicht, in denen die wichtigsten Ergebnisse des Projekts zusammengefasst wurden.
Cheremisina & Schenk (2017) zeigten anhand thermodynamischer Modellierungen, dass sich während des pyrometallurgischen Prozesses kein sechswertiges Chrom in Stahlwerksschlacken bilden kann. Für die Abfallwirtschaft bedeutet dies, dass die Diskussion über die Umweltauswirkungen von Stahlwerksschlacken bzgl. Chrom weitgehend geklärt ist, da dieses – wenn überhaupt – nur in Spuren in späteren Verwitterungsprozessen entstehen könnte.
Höllen et al. (2016) stellten dar, dass die Gesamtgehalte und Eluatkonzentrationen von Chrom, Vanadium und Molybdän zwischen verschiedenen Produktionschargen desselben Stahlwerks um rund eine Zehnerpotenz schwanken, wobei insbesondere die Eluatkonzentrationen rechtsschiefe Verteilungen aufweisen. Für die Abfallwirtschaft bedeutet dies, dass Wege gefunden werden müssen, die wenigen Chargen, deren Schwermetallkonzentrationen über etwaigen Grenzwerten liegen, zu erkennen und abzutrennen bzw. langfristig ihre Produktion durch Einstellung geeigneter Prozessbedingungen zu vermeiden.
Höllen et al. (2017) entwickelten ein Modell, demzufolge sich die Oberfläche zwischen Stahlwerkschlacke und wässriger Lösung in einem lokalen Gleichgewicht befindet, die Minerale im Inneren der Schlacke jedoch nur miteinander und nicht mit der Oberfläche und der wässrigen Lösung im Gleichgewicht stehen. Das Bindeglied, das die Hochtemperaturprozesse im Stahlwerk und damit die Mineralogie des Inneren der Schlacke mit den Niedertemperaturprozessen in der Umwelt und damit der Oberfläche der Schlacke verknüpft, fehlt hingegen noch. Somit liefern weder hydrogeochemische Modellierungen noch mineralogische Untersuchungen allein, sondern nur eine Kombination beider Ansätze eine Erklärung für das Auslaugverhalten von Stahlwerksschlacken. Derartig aufwändige Verfahrenskombinationen sind in der Abfallwirtschaft selten, liefern aber argumentative Hilfestellungen zum Nachweis der zulässigen Verwertung oder der Nebenprodukteigenschaft von Stahlwerksschlacken. Neuhold et al. (2018a) identifizierten die stabile Bindung von dreiwertigem Cr und V in Spinellmischkristallen, und die Adsorption von V an sekundären Mineralphasen als möglichen auslaugbestimmenden Mechanismus. Für die Abfallwirtschaft bedeutet dies, dass Cr und V in Stahlwerksschlacken unter gewissen Prozessbedingungen stabil gebunden sind oder durch gezielte Einstellung der Mineralogie stabil gebunden werden könnten.
Neuhold et al (2018b) wandten erstmals die Röntgennahkantenabsorptionsspektrokopie (XANES) zur ortsaufgelösten Bestimmung der Wertigkeit von Cr und V in EOS an und zeigten, dass dies dreiwertig vorliegt und sich bei der Auslaugung nicht verändert. Dies bedeutet für die Abfallwirtschaft, dass Ergebnisse zur dreiwertigen Oxidationszahl von Chrom bei hohen Temperaturen (Cheremisina et al. 2017) auf das Verhalten beim Einbau von EOS als Recyclingbaustoff übertragen werden können.
Neuhold et al. (2018c) und Vollprecht et al. (2019) zeigten, dass sowohl industrielle Gesteinskörnungen (EOS) als auch natürliche Gesteinskörnungen teilweise Grenzwerte bzgl. der Eluatkonzentrationen oder Gesamtgehalte potentiell umweltrelevanter Elemente überschreiten können. Aus abfallwirtschaftlicher Sicht ist daher die Ungleichbehandlung industrieller und natürlicher Gesteinskörnungen hinsichtlich umwelttechnischer Anforderungen nicht zu rechtfertigen.
Neuhold et al. (2019a) stellten fest, dass V zunächst in Spinellen und Wüstit sowie in geringerem Ausmaß in Olivin gebunden ist, aus letzterem gelöst werden kann, dann

aber wiederum an Calciumsilikathydratphasen fixiert wird. Diese Erkenntnis liefert weitere Grundlagen für die thermochemische Konditionierung von Elektroofenschlacken zur Optimierung ihrer Recyclingfähigkeit.
Neuhold et al. (2018d) und Neuhold et al. (2019a) zeigten in Laborversuchen, dass die Zugabe von SiO_2 und damit die Verringerung des FeO/SiO_2-Verhältnisses in der flüssigen Schlacke die Auslaugung von Vanadium signifikant verringert. Für die Abfallwirtschaft bedeutet dies, dass Schlacken gezielt so erzeugt werden können, dass ihre Recyclingfähigkeit verbessert werden kann.
Neuhold et al. (2020) gelang schließlich das Upscaling der Konditionierung in den Technikumsmaßstab mit einer Bestätigung des Effekts einer Verringerung der Auslaugung von Cr und V durch die gezielte Änderung der chemischen Zusammensetzung der flüssigen Schlacke.
Eine Zusammenfassung der abfallwirtschaftlichen Bedeutung der einzelnen Ergebnisse des Projekts liefert Tab. 1.

Tab. 1: Ergebnisse des Projekts „MiLeSlag“ und ihre Bedeutung für die Abfallwirtschaft.

Publikation	Ergebnis	Bedeutung für die Abfallwirtschaft
Cheremisina & Schenk (2017)	Keine Entstehung von Cr (VI) bei der Erstarrung von Stahlwerksschlacken	Umweltrisiko der Auslaugung von Cr (VI) gering
Höllen et al. (2016)	Starke Schwankungen der Gesamtgehalte und Eluatkonzentrationen	Identifizierung oder Vermeidung von Fehlchargen
Höllen et al. (2017)	Konzept des lokalen Gleichgewichts	Erklärung des Elutionsverhaltens nur durch aufwändige Verfahrenskombinationen
Neuhold et al. (2018a)	Stabiler Einbau von Cr und V in Spinelle und Adsorption von V	Geringe Freisetzung von Cr und V aus Elektroofenschlacken
Neuhold et al. (2018b)	Cr(III) und V(III) werden im Festkörper nicht oxidiert	Keine Hinweise auf Gefahren durch Oxidation von Cr und V
Neuhold et al. (2018c) Vollprecht et al (2019)	Sowohl natürliche als auch industrielle Gesteinskörnungen können Grenzwerte überschreiten	Keine Rechtfertigung für Ungleichbehandlung natürlicher und industrieller Gesteinskörnungen hinsichtlich umwelttechnischer Anforderungen
Neuhold et al. (2019b)	Primäre partielle Freisetzung und sekundäre Fixierung von Vanadium	Gezielte Immobilisierung von Vanadium ist möglich
Neuhold et al. (2018d) Neuhold et al. (2019a)	Verringerung der V-Auslaugung durch SiO_2-Zugabe zur flüssigen Schlacke im Labormaßstab	Optimierung der Recyclingfähigkeit von Schlacken durch thermochemische Konditionierung möglich
Neuhold et al. (2020)	Verringerung der V-Auslaugung durch SiO_2-Zugabe zur flüssigen Schlacke im Technikumsmaßstab	

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse des Projekts „MiLeSlag“ zeigen, dass

- Gesamtgehalte kein geeignetes Kriterium zur Umweltbewertung von Stahlwerksschlacken sind,
- die Ungleichbehandlung natürlicher und industrieller Gesteinskörnungen nicht gerechtfertigt ist und
- die Recyclingfähigkeit industrieller Gesteinskörnungen durch thermochemische Konditionierung optimiert werden kann.

LITERATUR

Aldrian, A., Raith, J.G., Höllen, D., Pomberger, R. (2015) *Influence of Chromium Containing Spinels in an Electric Arc Furnace Slag on the Leaching Behaviour.* Journal of Solid Waste Technology and Management 41, 357–365.

Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015) *Recycling-Baustoffverordnung – RBV. BGBl. II Nr. 181/2015.*

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (2020) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich*. *Statusbericht 2020.*

Cabrera-Real, H., Romero-Serrano, A., Zeifert, B., Hernandez-Ramirez, A., Hallen-Lopez, M.,

Cheremisina, E., Schenk, J. (2017) *Chromium Stability in Steel Slags.* Steel Research International 88 (11), 1700206.

Cruz-Ramirez, A. (2012) *Effect of MgO and CaO/SiO_2 on the immobilization of chromium in synthetic slags.* Journal of Material Cycles and Waste Management 14, 317–324.

Höllen, D., Neuhold, S., Mudersbach, D., Schüler, S., Sommerauer, H., Griessacher, T., Dijkstra, J. & van Zomeren, A. (2016) *MiLeSlag - Zusammenhang zwischen Mineralogie und Auslaugbarkeit von Stahlwerksschlacken.* Schlacken-Symposium 2016, Meitingen, 125-139.

Höllen, D., Neuhold, S., Mudersbach, D., Schüler, S., Sommerauer, H., Griessacher, T., Dijkstra, J., van Zomeren, A., Presoly, P., Schenk, J. & Pomberger, R. (2017) *Möglichkeiten und Grenzen von Modellen zur Vorhersage der Auslaugbarkeit von Stahlwerksschlacken.* Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 4, Berlin, 205-222.

Landesverwaltungsgericht Steiermark (2018) *LVwG 46.23-141/2018-*

Marienhütte Stahl- und Walzwerk GmbH (2020) *EG-Sicherheitsdatenblatt Hüttenschotter / EOS.*

Neuhold, S., Algermissen, D., Drissen, P., Adamczyk, B., Presoly, P., Sedlazeck, K.P., Schenk, J., Raith, J.G., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2020) *Tailoring the FeO/SiO_2 Ratio in Electric Arc Furnace Slags to Minimize the Leaching of Vanadium and Chromium*. Applied Sciences 10(7), 2549.

Neuhold, S., Höllen, D., Pomberger, R., Mudersbach, D., Schüler, S. & van Zomeren, A. (2018b) *Einfluss der Auslaugung auf die Oberfläche von Stahlwerksschlacken.* Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 5, Berlin, 251-263.

Neuhold, S., Höllen, D., van Zomeren, A. & Dijkstra, J. J. (2018a) *Welche Mechanismen kontrollieren die Auslaugung von Schwermetallen aus Stahlwerksschlacken? - Verknüpfung von Experiment und Modell.* Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft 8, Wien, 47-51.

Neuhold, S., van Zomeren, A., Dijkstra, J.J., van der Sloot, H.A., Drissen, P., Algermissen, D., Mudersbach, D., Schüler, S., Griessacher, T., Raith, J.G., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2019b) *Identification of Leaching Controlling Mechanisms for Chromium and Vanadium in Electric Arc Furnace (EAF) Slags Using New Experimental and Combined Modelling Approaches*. Minerals 9(9) 525.

Neuhold, S., Vollprecht, D., Presoly, P., Adamczyk, B., Drissen, P., van Zomeren, A., Schüler, S., & Mudersbach, D. (2019a) *Minimising the leaching of V and Cr from electric arc furnace slags by decreasing the FeO/SiO_2 ratio.* 6th International Slag Valorisation Symposium, Mechelen, 175-178.

Neuhold, S., Vollprecht, D., Presoly, P., Schenk, J. & Adamczyk, B. (2018d) *Freisetzungsbestimmende Mechanismen von Schwermetallen in Stahlwerksschlacken - Analyse, Modellierung, Synthesen.* Recy & DepoTech 2018: Vorträge-Konferenzband. Leoben, 135-140.

Neuhold, S., Vollprecht, D., Raith, J.G., Berger, M., Schüler, S. & Mudersbach, D. (2018c) *Auslaugverhalten von Stahlwerksschlacken und natürlichen Gesteinskörnungen - ein Vergleich*. Schlacken-Symposium 2018, Meitingen, 179-189.

Oberösterreichische Nachrichten (2014) *Schotterbarone gegen voestalpine: Umweltbehörde soll nun entscheiden.* 23.01.2014. online verfügbar: https://www.nachrichten.at/wirtschaft/wirtschaftsraumooe/Schotterbarone-gegen-voestalpine-Umweltbehoerde-soll-nun-entscheiden;art467,1285584, abgerufen am 14.07.2020.

Perz, K. (2001) *Aufkommen, Verwertung und Behandlung von Abfällen in Österreich, Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2001*; Umweltbundesamt GmbH: Klagenfurt, 2001. *Rocks–A Comparison to Electric Arc Furnace Slags.* Minerals 9, 501.

Tossavainen,M., Forssberg, E. (1999*) The potential leachability from natural road construction materials*. Science of the Total Environment 239, 31-47.

Vollprecht, D., Berger, M., Altenburger-Junker, I., Neuhold, S., Sedlazeck, K.P., Aldrian, A., Dijkstra, J.J., van Zomeren, A., Raith J.G. (2019) *Mineralogy and Leachability of Natural*

Chlor-Plattform – Verwertung chlorhaltiger Kunststoffabfälle und Rückgewinnung kritischer Metalle

M. Peer & B. Berninger
Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Fakultät Maschinenbau und Umwelttechnik, Amberg, Deutschland

M. Peer, A. Hofmann & M. Franke
Fraunhofer UMSICHT, Abteilung Kreislaufwirtschaft, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

W. Kunz
Universität Regensburg, Institut für Physikalische und Theoretische Chemie, Regensburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Durch die Verwertung von verschiedenen chlorhaltigen Kunststoffabfällen ist es möglich, eine ökonomische und ökologische Rückgewinnung von "Kritischen Metallen" mit einer innovativen technischen Lösung darzustellen. Verschiedene chlorhaltige Kunststoffabfälle werden hierzu thermo-chemisch behandelt und dabei entstehendes HCl durch einen nachgeschalteten Reaktor geleitet, welcher einen Stoffstrom mit kritischen Metallen enthält. Auf diese Weise reagiert zum Beispiel das in LCD-Panels vorliegende Indium-Zinn-Oxid zu Indiumchlorid. Das Indiumchlorid verdampft und bildet in einer nachgeschalteten Kühlereinheit ein metallreiches Kondensat. Im Anschluss werden Extraktionsschritte durchgeführt, so dass das Indium mittels Elektrolyse zurückgewonnen werden kann. Dieser neuartige, erfolgversprechende Ansatz wird im Projekt "Chlor-Plattform" auf weitere chlorhaltige Kunststoffabfälle und Stoffströme mit kritischen Metallen übertragen.

1 EINLEITUNG

Die EU veröffentlichte 2017 eine Liste mit 27 Rohstoffen, die als versorgungskritisch eingestuft wurden. Bei diesen Rohstoffen existiert ein höheres Risiko gegenüber anderen Rohstoffen hinsichtlich eines Versorgungsengpasses und dessen Folgen für die Wirtschaft (Europäische Kommission 2017).
Um diese kritischen Metalle aus Abfallströmen zurückzugewinnen, wurden bisher verschiedene Prozesse, meist hydrometallurgische Verfahren, angewendet. Am Beispiel der Rückgewinnung von Indium zeigten Vostal et al. 2017 auf, dass die von ihnen vorgestellten Verfahren unwirtschaftlich sind, da die Kosten der benötigten Chemikalien höher sind als mögliche Erlöse aus dem Verkauf des Indiums bzw. Indiumkonzentrats (Vostal et al. 2017). Mangels wirtschaftlichem Interesse werden daher viele kritische Metalle wie Indium in LCD-Panels in gängigen Recyclingprozessen nicht wiedergewonnen, sodass sie dem Wirtschaftskreislauf irreversibel verloren gehen.
Gleichzeitig betrug die Menge der Polyvinylchlorid- (PVC-)Abfälle im Jahr 2017 687.000 Mg, wobei 62 % davon energetisch verwertet wurden (Conversio 2018). Bei dieser Verwertung entstehen, selbst bei Abfällen mit geringen Chloranteilen, hohe Entsorgungskosten infolge einer aufwändigen Abgasreinigung und Schäden durch Korrosion. Eine weitere Möglichkeit neben einem werkstofflichen Recycling für vergleichsweise reine PVC-Abfälle oder der energetischen Verwertung ist die rohstoffliche Verwertung und Wiederverwendung von Hydrogenchlorid (HCl).

Das Ziel des Projekts "Chlor-Plattform" ist es, für viele Hightech-Metalle erstmalig, eine ökonomische und ökologisch vorteilhafte Rückgewinnung durch eine neue technische Lösung zu ermöglichen. Hierbei wurden als Hightech-Metalle versorgungskritische Metalle sowie zusätzlich TiO_2 definiert. Die thermo-chemische Konversion von PVC-Abfällen ermöglicht die Herstellung von HCl, welches für die Chlorierung der Metalle genutzt wird. Diese Idee wurde erfolgreich im Labormaßstab demonstriert. Dabei wurde das HCl, welches durch die thermo-chemische Konversion von reinem PVC entstand, zur Rückgewinnung von Indium aus LCD-Panels genutzt (Park et al. 2009). Die Isolation der chlorierten Metalle ist unter wesentlich milderen Bedingungen als bei den elementaren Metallen und Oxiden möglich. Durch die Kombination der rohstofflichen Verwertung von PVC-Abfällen und der Rückgewinnung von kritischen Metallen könnte die Effizienz beider Prozesse drastisch erhöht werden. Dies zu verifizieren ist Gegenstand des Projektes "Chlor-Plattform".

2 LÖSUNGSANSATZ ZUR VERWERTUNG VON CHLORHALTIGEN KUNSTSTOFFABFÄLLEN UND RÜCKGEWINNUNG VON KRITISCHEN METALLEN

Mittels Pyrolyse der PVC-Abfälle und der Nutzung des halogenhaltigen Dampfes zur Chlorierung der kritischen Metalle in einem nachgeschalteten Reaktor, wird ein metallreiches Kondensat gebildet, aus dem die kritischen Metalle zurückgewonnen werden. Hierbei wurden beispielsweise PVC-Profile thermo-chemisch behandelt, um Indium aus LCD-Panels zurückzugewinnen. Durch anschließende Extraktionsschritte und dem Eindampfen des Lösungsmittels wurde eine indiumreiche Lösung erzeugt, die über eine Elektrolyse schließlich die Rückgewinnung von elementarem Indium ermöglichte. Die chlorarmen Fraktionen und die von kritischen Metallen befreiten Fraktionen können dem Wirtschaftskreislauf wieder zur Verfügung gestellt werden. Dieser Ansatz ist in der Abbildung 1 schematisch stark vereinfacht dargestellt.



Abb. 1: Lösungsansatz zur Verwertung von chlorhaltigen Kunststoffabfällen und Recycling kritischer Metalle.

3 RÜCKGEWINNUNG VON INDIUM AUS LCD-PANELS DURCH DEN EINSATZ VERSCHIEDENER CHLORHALTIGER KUNSTSTOFFABFÄLLE

Für die Rückgewinnung von Indium aus LCD-Panels wurden zunächst drei verschiedene chlorhaltige Kunststoffabfälle zur Herstellung von HCl-haltigem Pyrolysedampf verwendet: Schredderrückstände aus der Aufbereitung von Elektro-/Elektronikaltgeräten (kurz „SR EAG“), Fußböden und PVC-Profile. Diese wurden in einer Schneidmühle auf < 10 mm Korngröße zerkleinert. Der Feinanteil < 1 mm wurde abgesiebt

und nicht weiter behandelt. Das zerkleinerte Material wurde separat in sechs Chargen zu je 125 g bei über 600 °C und über 300 °C in einem semikontinuierlichen Batch-Reaktor pyrolysiert. Nach 30 min wurde der feste Rückstand aus dem Pyrolysereaktor in den Koksbehälter entleert, bevor eine neue Charge eingefüllt wurde. Der HCl-haltige Dampf wurde dabei zuerst über einen sogenannten Teercracker geleitet, um längerkettige Verbindungen zu spalten und im Anschluss in den Kühlern zu kondensieren. Danach wird der HCl-haltige Dampf in einen sogenannten Halogenierungsreaktor geleitet, der mit ca. 2.100 g LCD-Panels gefüllt war und bei über 600 °C betrieben wurde. Das in Form von Indium-Zinn-Oxid vorliegende Indium reagiert unter diesen Bedingungen zu Indiumchlorid, welches aufgrund seines vergleichsweise geringen Siedepunkts verdampft werden konnte. In einer nachgeschalteten Kühlereinheit kondensierte das Metallkonzentrat aus. Überschüssiges HCl wird anschließend in destilliertes Wasser gelöst. Weiterer Bestandteile wie HCN aus dem Dampf werden in zwei mit Natronlauge gefüllten Waschflaschen neutralisiert. Mittransportierte Aerosole werden durch eine Waschflasche mit Watte entfernt, bevor der Dampf durch einen Aktivkohlefilter geleitet wird. Eine Anordnung des dazugehörigen Versuchsaufbaus ist in Abbildung 2 dargestellt.

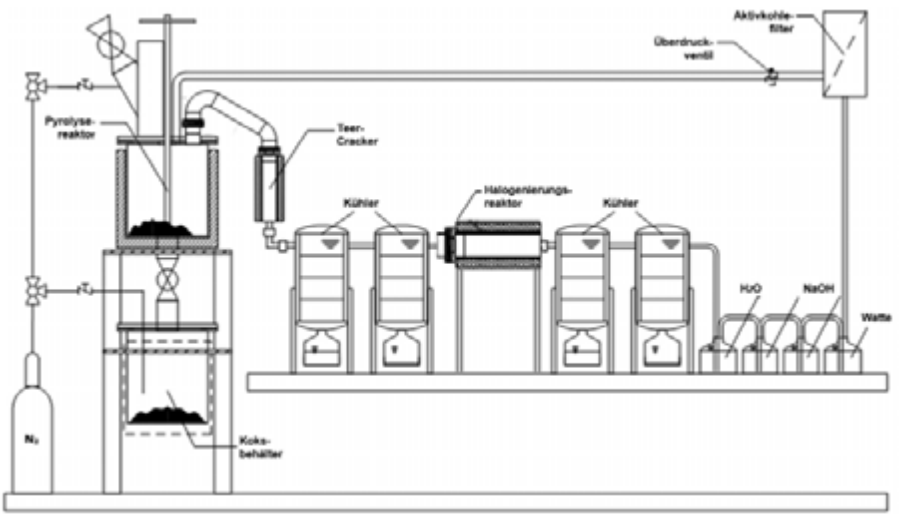


Abb. 2: Anordnung des Versuchsaufbaus zur Verwertung von chlorhaltigen Kunststoffabfällen und Rückgewinnung von Indium aus LCD-Panels.

Da das kondensierte flüssige Metallkonzentrat noch stark mit organischen Bestandteilen aus der Zersetzung der Folien aus den LCD-Panels verunreinigt war, wurde das Indiumchlorid durch Mischen mit Wasser und einem organischen Lösungsmittel größtenteils in eine kohlenstoffarme, flüssige Phase überführt. Nach dem Verdampfen des Lösungsmittels kann das Indium aus der Lösung mittels Elektrolyse abgeschieden werden. Die von Indium sowie Organik befreiten LCD-Panels könnten für die Herstellung von neuen LCD-Panels verwendet werden. Das abgedampfte Lösungsmittel kann aufgereinigt und wiederverwendet werden. Die Proben wurden mittels energiedisperser Röntgenfluoreszenz (RFA) mit dem Röntgenspektrometer Epsilon 3^{XLE} (PANalytical, Kassel) vermessen, das eine Analyse der Elemente Natrium bis Americium erlaubt. Die Auswertung der Daten wurde mit der Epsilon Benchtop Software des gleichen Herstellers durchgeführt.

Tab. 1: Ausbeute an Indium bei den unterschiedlichen Einsatzmaterialien und Pyrolysetemperaturen.

Chlorhaltige Abfälle	Pyrolysetemperatur	Indium im Metallkonzentrat
PVC-Profile	über 300 °C	47 %
PVC-Profile	über 600 °C	53 %
Fußboden	über 300 °C	36 %
Fußboden	über 600 °C	47 %
SR EAG	über 600 °C	30 %

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die Versuche zur Rückgewinnung von Indiumchlorid aus LCD-Panels lässt folgende Schlussfolgerungen zu: Eine höhere Pyrolysetemperatur führt zu einer gesteigerten Rückgewinnungsrate von Indium aus den LCD-Panels. Dies könnte aufgrund des gleichen Kühlsystems und -mediums an einer höheren Temperatur des Pyrolysegases am Eintritt des Halogenierungsreaktors liegen und führt somit zu einer erhöhten Reaktivität des HCl. Durch einen anschließenden Extraktions- und Verdampfungsschritt kann das Indium aus dem Metallkonzentrat in eine Elektrolytlösung überführt werden, aus der eine Rückgewinnung des Metalls möglich ist.
Durch den Einsatz weiterer chlorhaltiger Kunststoffabfälle wie Sortierresten oder Schredderleichtfraktionen können weitere potentiell nutzbare Abfallströme getestet werden. Ebenfalls werden weitere Abfälle mit anderen Hightech-Metallen wie Solarmodule genutzt, um diese mit diesem erfolgversprechenden Ansatz zurückzugewinnen. Der skizzierte Ansatz ist vielversprechend, eine Kreislaufführung weiterer Hightech-Metalle und deren Abfallströme darzustellen.

5 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz für die Finanzierung des Projektes „Chlor-Plattform“ im Rahmen des Projektverbunds "ForCYCLE II".

LITERATUR

Conversio Market & Strategy GmbH (2018): *Analyse der PVC-Produktion, Verarbeitungs-, Abfall- und Verwertungsströme in Deutschland 2017.* Online verfügbar unter: https://newsroom.kunststoffverpackungen.de/wp-content/uploads/2018/10/PVC_Analyse_D_2017_Kurzfassung.pdf, zuletzt geprüft am 14.05.2020.

Europäische Kommission (2017): *Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der über die Liste kritischer Rohstoffe für die EU 2017.* Online verfügbar unter: https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2017/DE/COM-2017-490-F1-DE-MAIN-PART-1.PDF, zuletzt geprüft am 14.05.2020.

Park, K.-S.; Sato, W.; Grause, G.; Kameda, T.; Yoshioka, T. (2009): *Recovery of indium from In2O3 and liquid crystal display powder via a chloride volatilization process using polyvinyl chloride.* In: Thermochimica Acta, 493(1-2), S. 105 - 108.

Vostal, R.; Šingliar, U.; Fröhlich, P. (2017): *Gewinnung von Indium aus extrem verdünnten Lösungen.* In: Chemie Ingenieur Technik 89 (1-2), S. 135 - 143.

Von der Stoffflussanalyse zur Handlungsempfehlung

H. Rechberger
TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Methode der Stoffflussanalyse hat sich in den letzten Jahren stetig weiterentwickelt. Maßgeschneiderte Software erlaubt nunmehr einerseits die sehr detaillierte Modellierung realer Systeme und andererseits den Einsatz mathematisch-statistischer Methoden zur Behandlung der Datenunsicherheit. Anthropogene Stoffhaushaltssysteme können somit sehr genau beschrieben und analysiert werden. Der nächste logische Schritt ist dann die Suche nach Optimierungsmaßnahmen. Diese können technischer oder organisatorischer Natur sein und in das Modell implementiert werden. Somit ist es möglich, ein Zielsystem zu erstellen und die identifizierten Maßnahmen hinsichtlich ihres Beitrags zur Zielerreichung zu bewerten. Dafür ist es aber auch nötig, verlässliche Indikatoren zu haben. Im Beitrag wird dies für den kombinierten Phosphor- und Stickstoffhaushalt Österreichs anhand der Indikatoren *Circularity* (Beurteilung der „Kreisläufigkeit“) und *Substance Concentrating Efficieny* (Beurteilung der Verfügbarkeit) durchgeführt. Dabei zeigt sich, dass die Indikatoren die Maßnahmen unterschiedlich reihen und demnach davon auszugehen ist, dass für die verlässliche Auswahl von Maßnahmen ein Set an Indikatoren zu empfehlen ist.

1 EINLEITUNG

Der beträchtliche Anstieg des Ressourcenverbrauchs im Laufe des vergangenen Jahrhunderts und die damit verbundenen Umweltprobleme haben sich zu einer der größten globalen Herausforderungen unseres Zeitalters entwickelt. Internationale und nationale politische, industrielle und zivilgesellschaftliche Akteure bekennen sich daher zunehmend zu Strategien wie nachhaltiger Entwicklung und Kreislaufwirtschaft. Deren Erfolg hängt auch davon ab, wie sehr es gelingt, Problemstellen im Ressourcenmanagement zu identifizieren und zu quantifizieren und Forschungsergebnisse in konkrete Handlungsempfehlungen umzusetzen.

Stoffflussanalysen (SFA) gehören zu den etablierten Methoden zur Evaluierung von Ressourcensystemen. SFA-Ergebnisse müssen jedoch immer von einer Auswertungs- und Designphase begleitet werden. Insbesondere in komplexen Systemen stellt die Sicherstellung der Vergleichbarkeit der Evaluierungsergebnisse zwischen verschiedenen Studien eine große Herausforderung dar. Darüber hinaus wird die entscheidende Rolle, die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Ressourcen spielen, zunehmend erkannt und sollte bei der Entwicklung von Handlungsempfehlungen unbedingt Berücksichtigung finden, um unerwünschte Nebeneffekte zu vermeiden. Zudem werden Evaluierungsstudien oft von den dafür zur Verfügung stehenden Daten und Ressourcen limitiert. Hier und für die Kommunikation mit einer breiten Öffentlichkeit ist es daher wichtig, sinnvolle Handlungsempfehlungen nicht nur aus umfassenden Methoden wie der Ökobilanzierung, sondern auch aus einfachen, anschaulichen Indikatoren ableiten zu können.

Der Beitrag widmet sich diesen Herausforderungen. Anhand eines Fallbeispiels des österreichischen Phosphor- und Stickstoffhaushaltes wurde eine Methode zur gekoppelten SFA mehrerer Substanzen entwickelt und zwei Indikatoren zu deren Bewertung getestet.

2 DARSTELLUNG UND ANALYSE DES ÖSTERREICHISCHEN PHOSPHOR- UND STICKSTOFF-HAUSHALTES

In einem ersten Schritt werden die qualitativen Systeme für Phosphor (P) und Stickstoff (N) mittels der Methode der SFA und der Spezialsoftware STAN erstellt. Als örtliche Systemgrenze dient hier das Staatsgebiet Österreichs. Das qualitative System beinhaltet alle relevanten Prozesse und Güterflüsse, die den P- bzw. N-Haushalt Österreichs ausmachen. Im nächsten Schritt erfolgt die Datenerhebung, welche im Wesentlichen die Massen der Güterflüsse und die zugehörigen P- und N-Konzentration betrifft. Auch können P- und N-Transferkoeffizienten für einzelne Prozesse ermittelt und verwendet werden. Zu empfehlen ist, dass man die Daten für einen Zeitraum von einigen Jahren erhebt, um die zeitliche Änderung des Systems abbilden zu können. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Erstellung von solchen Zeitreihen mit geringem Mehraufwand verbunden ist. Sie nützen jedoch, um das Systemverständnis zu erhöhen und systematische Datenfehler und Verwerfungen in der Statistik zu erkennen (Zoboli et al. 2016).
In einem nächsten Schritt sind die Stoffsysteme auf ihre Schwächen zu analysieren, d.h., man identifiziert Verluste in die Umweltkompartimente (z.B. Erosion), zwecklose oder gar schädliche Lagerbildungen (z.B. Akkumulation im Boden oder Grundwasser), geringe Effizienzen (z.B. Produktion tierischer Produkte) und dergleichen. Für eine derartige Liste mit Defiziten kann man dann beginnen Maßnahmen zu deren Minderung oder Behebung zu suchen. Das können verbesserte oder neue Technologien, Änderungen der Praxis oder von Verhaltensmustern, Stoffverbote und dergleichen sein. Diese Maßnahmen lassen sich in das System integrieren und man erhält damit ein optimiertes System, das als Ziel dienen kann (Target System, TS). In Abbildung 1 sind Status quo und Target System für den österreichischen P- und N-Haushalt in stark vereinfachter Form dargestellt (Tanzer & Rechberger 2020).

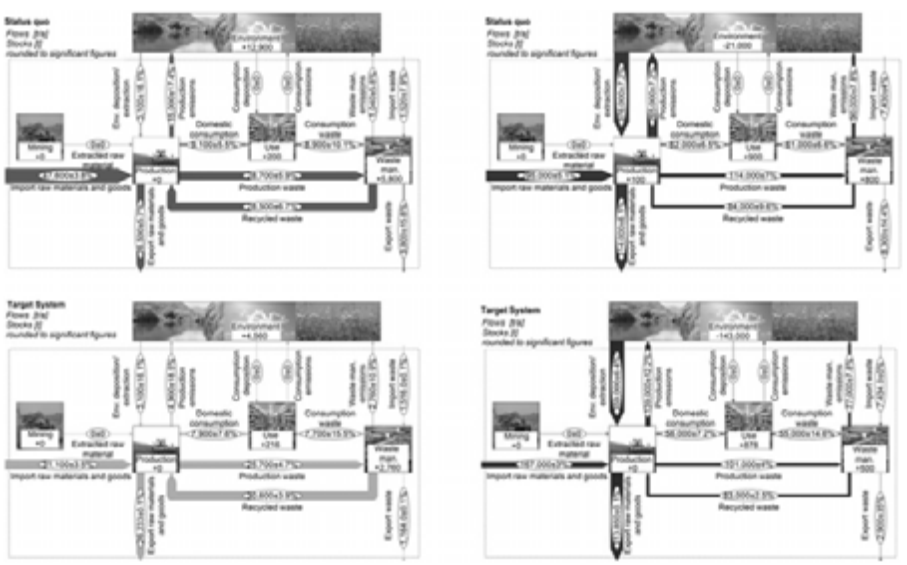


Abb. 1: Status quo (oben) und Zielsysteme (unten) für den ö. P- (links) und N-Haushalt (rechts).

Im konkreten Fall wurden 16 Maßnahmen identifiziert, die zeigen, dass bei gleichbleibender Versorgung (mit Ausnahme einer gesünderen Ernährung) der privaten Haushalte (Use) Rohstoffimporte (Dünger, Futter- und Nahrungsmittel) und Emissionen in die Umwelt deutlich reduziert werden können.

3 BEWERTUNG DES ÖSTERREICHISCHEN P- UND N-HAUSHALTES

P- und N-Haushalt sind miteinander gekoppelt, da viele Güterflüsse sowohl relevante Mengen an P und N enthalten. Auch sind die SFA-Modelle komplex (was hier nicht gezeigt wird) und damit benötigt man verlässliche Indikatoren, die Änderungen hinsichtlich ihrer Wirkung auf das Ziel quantifizieren und damit anschaulich vergleichbar machen. Als einfache Indikatoren, mittels derer die gekoppelte SFA ausgewertet werden kann, sind einerseits die Circularity (C), die den Anteil des Recyclings am gesamten Systemdurchsatz quantifiziert, naheliegend und andererseits auf Grund ihrer Affinität zur SFA die Substance Concentrating Efficiency (SCE), ein auf der statistischen Entropie (H) beruhender Indikator, der den Grad, zu dem eine Substanz im System konzentriert oder verdünnt wird, misst (Abbildung 2).

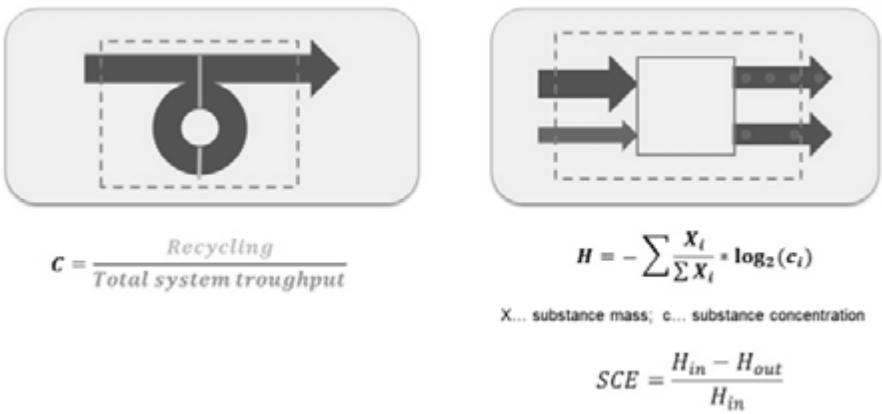
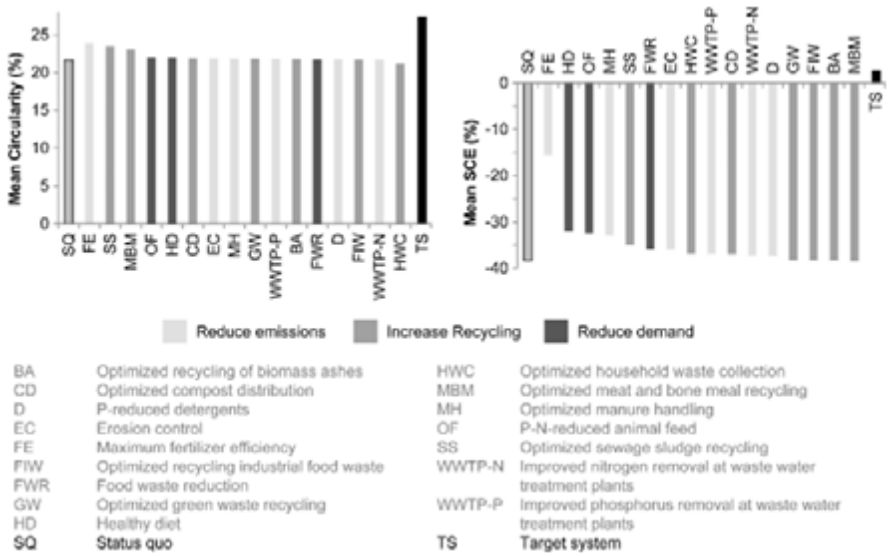


Abb. 2: Komplexe Systeme bedürfen einfacher Indikatoren, um sie vergleichend bewertbar zu machen. Die Circularity (C) misst, wie weit ein System „kreisläufig“ ist. Die Substance Concentrating Efficiency (SCE) misst, in wie weit ein System eine Ressource (Stoff) eher konzentriert (d.h. verfügbar macht) oder verdünnt (d.h. indisponibel macht).

Abbildung 3 zeigt die Auswirkung der identifizierten Maßnahmen auf den Status quo (SQ) ausgedrückt mittels der Indikatoren C und SCE. Es zeigt sich, dass der Indikator C relativ unempfindlich gegenüber den Veränderungen ist und selbst das optimierte Zielsystem lediglich auf eine C von 28 % kommt (SQ = 21 %). Die SCE des Zielsystems verbessert sich gegenüber dem SQ von -38 % auf +3 %, was die Änderung von einem stark verdünnenden zu einem gering konzentrierenden System bedeutet. Auch gewichten die beiden Indikatoren die 16 Maßnahmen unterschiedlich. Für die Verbesserung der C sind tendenziell Recycling-Maßnahmen (grün) wichtiger, während die SCE Reduktion von Verbrauch/Konsum und Emissionen priorisiert. Die Steigerung der Düngeeffizienz, d.h. die bedarfsgerechte Aufbringung von Dünger, schneidet bei beiden Indikatoren am besten ab.



BA	Optimized recycling of biomass ashes	HWC	Optimized household waste collection
CD	Optimized compost distribution	MBM	Optimized meat and bone meal recycling
D	P-reduced detergents	MH	Optimized manure handling
EC	Erosion control	OF	P-N-reduced animal feed
FE	Maximum fertilizer efficiency	SS	Optimized sewage sludge recycling
FIW	Optimized recycling industrial food waste	WWTP-N	Improved nitrogen removal at waste water treatment plants
FWR	Food waste reduction		
GW	Optimized green waste recycling	WWTP-P	Improved phosphorus removal at waste water treatment plants
HD	Healthy diet		
SQ	**Status quo**	**TS**	**Target system**

Abb. 3: Reihenfolge der kombinierten Optimierungsmaßnahmen für P und N, ermittelt mit den beiden Indikatoren Circularity (links) und Substance Concentrating Efficiency (rechts).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Anhand der Studie konnten die engen Verbindungen im österreichischen Phosphor- und Stickstoff-System bestätigt werden. Es zeigte sich, dass Synergien zwischen Maßnahmen zur Effizienzsteigerung im Management einer oder beider Nährstoffe gegenüber Zielkonflikten deutlich überwiegen. Durch eine Kombination verschiedener Maßnahmen wird somit die größte Nachhaltigkeit im Gesamtsystem erreicht. In Bezug auf die Indikatoren scheint die SCE aufgrund der besseren Erfassung von Dematerialisierungsmaßnahmen und Änderungen in der Prozesseffizienz für die meisten Anwendungsfälle aussagekräftiger als die Circularity zu sein. Trotzdem ist davon auszugehen, dass die Kombination der beiden Indikatoren sehr präzise aufzeigt, wie das Nährstoffsystem Österreich optimiert werden kann.

LITERATUR

Tanzer, J., Rechberger, H. (2020) Complex system, simple indicators: Circularity and statistical entropy of the Austrian phosphorus and nitrogen system. Resources, Conservation and Recycling, 162, DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104961.

Zoboli, O., Laner, D., Zessner, M., Rechberger, H. (2016) Added Values of Time Series in Material Flow Analysis - The Austrian Phosphorus Budget from 1990 to 2011. Journal of Industrial Ecology, 20, 6, 2016, 1334-1348, DOI: 10.1111/jiec.12381.

Aggregierte Kennzahlen zur Bewertung von Ressourceneffizienz

P. Hense & M. Mocker
Ostbayerische Technische Hochschule (OTH) Amberg-Weiden, Fakultät Maschinenbau/ Umwelttechnik, Amberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Messgrößen für Technologien und Maßnahmen, die zu einer Steigerung ressourceneffizienten Handelns führen, können ebenso mannigfaltig sein, wie die Wege zu einer Steigerung der Ressourceneffizienz selbst. Um Empfehlungen für unternehmerische und politische Entscheidungsprozesse aussprechen zu können ist jedoch eine Vergleichbarkeit solcher Messgrößen relevant. Vor diesem Hintergrund wurde eine für Ökobilanzen nutzbare Methodik entwickelt, die den abiotischen Ressourcenverbrauch ganzheitlich messbar macht. Neben der Methodik selbst wird auch die Datengrundlage geologischer Vorkommen als Basis der Bilanzierung ebenso wie die Äquivalenzeinheit neu aufgestellt. Zusammenfassend werden hinsichtlich geologischer Aspekte der Verbrauch, die Ressourcenverfügbarkeit, der anthropogene Vorrat und die dissipativen Verluste global betrachtet berücksichtigt. Zusätzlich fließen neun sozioökonomische Aspekte als ein Co-Faktor in die Berechnung ein. Zu diesen zählen globale (z.B. Länderrisiko, Unternehmenskonzentration) als auch regionale (z.B. Importabhängigkeit, regionale Bedeutung) Eigenschaften.

1 EINLEITUNG

Ressourceneffiziente Arbeitsweisen ermöglichen es Unternehmen, Kosten, Importabhängigkeiten und die mit dem Rohstoffverbrauch verbundenen Umweltauswirkungen zu verringern. Anerkannte Strategien hierzu sind die generelle Verringerung des Ressourceneinsatzes zum Erreichen eines bestimmten Nutzens oder die Erhöhung des Nutzens aus einem gegebenen Ressourceneinsatz. In beiden Fällen steigt der Quotient – die Ressourceneffizienz – aus Nutzen zum dafür nötigen Aufwand an. Der Freistaat Bayern unterstützt in diesem Zusammenhang die Entwicklung von Innovationen durch anwendungsorientierte Forschung im Bereich Ressourceneffizienz und Kreislaufwirtschaft.

Die Messgrößen für Technologien und Maßnahmen, die zu einer Steigerung ressourceneffizienten Handelns führen, können ebenso mannigfaltig sein, wie die Wege zu einer Steigerung der Ressourceneffizienz selbst. Um Empfehlungen für politische sowie unternehmerische Entscheidungsprozesse aussprechen zu können ist jedoch eine Vergleichbarkeit solcher Messgrößen relevant. Für den Projektverbund ForCYCLE II (Mocker et al. 2018), welcher durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert wird, werden im Projekt NetCYCLE II unter Federführung der OTH Amberg-Weiden geeignete Kennzahlen zur Bewertung und Vergleichbarkeit von Ressourceneffizienz erarbeitet. Ziel ist es hierbei, die in verschiedenen Einheiten erfassten Einsparungseffekte mittels einer aggregierten Kenngröße ähnlich dem Energieeffizienzlabel vergleichbar zu machen.

In einem ersten Schritt werden zunächst relevante Wirkungskategorien aufgestellt, zu denen beispielsweise der „Energieverbrauch“ oder das Treibhauspotenzial zählen. In einem zweiten Schritt, dem Fokus dieses Textes, wird im Speziellen auf die Wirkungskategorie des Ressourcenverbrauchs eingegangen, welcher weit weniger konsolidiert ist wie beispielsweise die des Treibhauspotenzials. Abschließend erfolgt eine gewichtete Aggregation zu einer oder wenigen Kennzahlen.

2 BEWERTUNG DES RESSOURCENVERBRAUCHS IN ÖKOBILANZEN

Für die Bewertung des Einflusses von Prozessen und Dienstleistungen auf mineralische Ressourcen in Ökobilanzen (LCA) stehen nach Sonderegger et al. (2020) 33 verfügbare Ansätze mit 27 unterschiedlichen Methoden zur Verfügung. Aufgrund bereits weitreichender Anwendung sind hieraus Methoden hervorzuheben, die den Verbrauch nicht-erneuerbarer Ressourcen adressieren, also den Prozess einer physischen Reduzierung der globalen Menge einer spezifischen Ressource (Drielsma et al. 2016). Die bekannteste Methode dabei ist die des abiotischen Abbaupotenzials (engl. Abiotic Depletion Potential ADP), die erstmals durch (Guinée 1995) definiert wurde. Die Wirkungskategorie ADP setzt dabei den Verbrauch und die Ressourcenbasis eines nicht-energetischen Elements *i* mit einem Referenzelement, typischerweise Antimon, in Relation. Elemente mit einem engen Verhältnis aus Verbrauch und Ressourcenbasis zeigen dabei hohe, solche mit weitem Verhältnis hingegen niedrige Werte. Schneider et al. (2015) erweiterte die Wirkungskategorie um anthropogene Vorkommen als bereits geförderte Rohstoffmengen zum AADP (Anthropogenic stock extended Abiotic Depletion Potential).

2.1 Geologische Aspekte

Sowohl für ADP als auch AADP werden als Ressourcenbasis meist die in der Erdkruste, Wasser und Luft vorkommenden Rohstoffmengen genutzt, ausgehend von ihren globalen Konzentrationen in diesen Medien. Hierbei zeigt sich zwar eine grundsätzlich gute Datenverfügbarkeit, jedoch wird vollständig außer Acht gelassen, dass Elemente z.B. ab bestimmten Tiefen in der Erdkruste (z.B. > 4.000 m) technisch sowie ökonomisch nicht förderbar sind und dies auch mindestens in den kommenden Jahrzehnten nicht sein werden. Entsprechend kann diese Betrachtung eine zu große, „gefühlte“ Sicherheit hinsichtlich der Versorgung mit Rohstoffen ergeben. Alternativ sind die Größen „Reserven“ und „Ressourcen“ zu nennen. Nach Definition des (USGS 2020) fließen in beide Größen die Wirtschaftlichkeit einer Förderung ein, jedoch ist diese bei Reserven stark, bei Ressourcen hingegen schwach ausgeprägt. Um in der Betrachtung geologischer Aspekte kurzfristige ökonomische Ereignisse ausblenden zu können, wird daher die Nutzung von Ressourcen als Basis vorgeschlagen. Gegenüber der Anzahl an Datensätzen (n = 88, ein Datensatz steht für ein Element), die zu Konzentrationen in Erdkruste, Wasser und Luft zur Verfügung stehen, können bei der Betrachtung von Ressourcen 85 % (n = 62/88) dieser und hinsichtlich versorgungskritischer Metalle (EC 2017) sogar 90 % (n = 35/39) dargestellt werden. Hier fehlen lediglich Werte zu den Elementen Bor, Bismut, Magnesium und Niob.
Für die Betrachtung geologischer Aspekte ist final eine erweiterte Form des AADP entwickelt worden, welche dissipative Verluste elementspezifisch berücksichtigt. In früheren Methoden wurden dissipative Verluste derweil gar nicht oder aufgrund pauschaler Annahme nur ungenügend berücksichtigt. Zusammenfassend stellen die Gleichungen 1 und 2 die entwickelten Terme zur Kalkulation geologischer Aspekte dar

$$AADP_i = \frac{P_i}{(R_i + AS_i - D_i)^2} \times \frac{\left(R_{ref} + AS_{ref} - D_{ref}\right)^2}{P_{ref}} \quad (1)$$

$$AADP = AADP_i \times m_i \quad (2)$$

mit der für jedes Element *i* und Referenzelement *ref* spezifischen Kenngrößen Extraktionsrate *P*, Ressourcen *R*, anthropogener Vorrat *AS* sowie dissipativen Verlusten *D*. *m* ist die Masse des in der LCA bilanzierten Aufwands des jeweiligen Elements. Tab. 1 zeigt entsprechende Werte für beispielhaft ausgewählte Elemente.

Tab. 1: Ressourcen, Produktion, kumulierte Produktion seit 1900, Dissipationsrate und anthropogener Vorrat der Elemente Al, Ce, Cu, Ga und Pt.

Element	Ressourcen[1]	Produktion[1]	Kumulierte Produktion[1]	Dissipations-rate	Anthropogen. Vorrat
Zeitraum	2018	2014 - 2018 (Mittelwert)	1900 - 2018	2018	2018
Einheit	Mg	Mg	Mg	Ma.-%	Mg
Al	1,625E+10	5,798E+07	1,394E+09	20,00 %[2]	1,115E+09
Ce	2,434E+08	5,181E+04	1,446E+06	87,20 %[3]	1,851E+05
Cu	5,600E+09	1,962E+07	7,081E+08	43,38 %[2]	4,009E+08
Ga	1,314E+06	3,824E+02	4,890E+03[4]	99,21 %[2]	3,840E+01
Pt	4,610E+04	1,832E+02	7,956E+03	36,17 %[5]	5,079E+03

[1] (USGS 2020)
[2] (Helbig 2018)
[3] (Du, Graedel 2011)
[4] Kumulierte Produktion seit 1973
[5] (Sverdrup, Ragnarsdottir 2016)

Gegenüber der in der Wissenschaft weitläufig genutzten Referenzeinheit Antimon-Äquivalent wird eine wirtschaftlich und gesellschaftlich besser verständliche, da gebräuchlichere Einheit empfohlen. Hierbei zeigt sich insbesondere Eisen als ideal anwendbares Element, welches durch die alltägliche Nutzung nicht nur omnipräsent ist, sondern dessen Datenbasis äußerst fundiert und durch zahlreiche Messungen regelmäßig validiert wird. Gegenüber dem sehr seltenen Element Antimon bewirkt das gut verfügbare Eisen noch eine weitere Betrachtungsveränderung: Genauso wie beim gesellschaftlich akzeptierten CO_2-Äquivalent für die Bewertung des Treibhauspotenzials ergeben sich bei fast allen Elementen Werte größer Eins (Ausnahmen sind K, P und S), welche leichter interpretierbar sind als besonders kleine Werte (z.B. < 10^{-5}), welche durch Rundungsfehler zudem oft fehlinterpretiert werden.

2.2 Sozioökonomische Aspekte

Hinsichtlich der Nutzung sozioökonomischer Aspekte beim Ressourcenverbrauch bestehen Studien und Betrachtungen auf unterschiedlichsten, regionalspezifischen Level. Beispielhaft seien transnational die Studien der Europäischen Kommission zur Kritikalitätsbewertung biotischer und abiotischer Materialien von 2011, 2014 und 2017 (EC 2017), auf nationaler Ebene die jährlichen Berichte des US-Amerikanischen geologischen Dienstes USGS (USGS 2020) oder die Bewertungen der Deutschen Rohstoffagentur DERA (DERA 2019) sowie auf Landesebene die Bewertungen der Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft VBW e.V. (VBW 2019) zu nennen. Auch im Rahmen ökobilanzieller Betrachtungen wurden entsprechende Methoden entwickelt, z.B. die ESP- oder ESSENZ-Methode der TU Berlin (Schneider et al. 2014, Bach et al. 2016). Aus der Zusammenstellung aller genannten sowie weiterer Methoden wurde ein Set aus fünf quantitativen und vier qualitativen Kriterien erstellt, welches die entsprechenden Werte elementspezifisch darstellt:

- Quantitative Kriterien:
  - Länderspezifisches Risiko (der Bergwerksförderung / Produktion),
  - Länderspezifische Konzentration (der Bergwerksförderung / Produktion),
  - Unternehmenskonzentration (der Bergwerksförderung / Produktion),
  - Preisrisiko* (Preisveränderung und -volatilität) und
  - Importabhängigkeit.

** als gleitendes Mittel aus dem letztverfügbaren Jahr (z.B. 2019) gegenüber dem Mittelwert der fünf Vorjahre (im Beispiel: 2014 - 2018)*

- Qualitative Kriterien:
  - Bedarf durch Zukunftstechnologien,
  - Substituierbarkeit,

- Recyclingfähigkeit (als End-of-Life recycling input rate) und
- Regionale Bedeutung.

Die Tab. 2 und 3 zeigen die entsprechenden Werte der quantitativen und qualitativen Kriterien für die unter 2.1 aufgeführten Elemente. Hierbei sind hohe Werte als „unvorteilhaft" (hohe Abhängigkeit, hohe Konzentration, geringe Recyclingfähigkeit etc.), niedrige Werte entsprechend als „vorteilhaft" zu interpretieren.

Tab. 2: Quantitative Kriterien im Wertebereich {0…1} der Elemente Al, Ce, Cu, Ga und Pt.

Element	Länderspez. Risiko[1]	Länderspez. Konzentration[1]	Unternehm.-konzentration[2]	Preisrisiko[3]	Importabhängigkeit EU[4]
Zeitraum	2019	2019	2012	2019	2010-2014
Al	0,395	0,177[5]	0,190[6,7]	0,108	0,640
Ce	0,595	0,692	0,941[7]	0,131	1,000
Cu	0,345	0,114	0,045[7]	0,132	0,820
Ga	0,680[6]	0,703	0,119[8]	0,129	0,340
Pt	0,450	0,513	0,166[9]	0,115	0,980

[1] (DERA 2019)
[2] (DERA 2012)
[3] (DERA 2020a), (DERA 2020b)
[4] (EC 2017)
[5] Bauxit
[6] Raffinerie-Produktion
[7] China ist als ein Unternehmen kalkuliert
[8] (DERA 2018)
[9] (DERA 2015)

Tab. 3: Qualitative Kriterien im Wertebereich {0…1} der Elemente Al, Ce, Cu, Ga und Pt.

Element	Bedarf Zukunftstechnologien[1]	Substituierbarkeit EU[2]	Recyclingrestriktion[3]	Regionale Bedeutung Bayern[4]
Zeitraum	2019	2010-2014	2017	2019
Al	0	0,840	0,880	1,000
Ce	0	0,965	0,990	0
Cu	0,050	0,960	0,450	1,000
Ga	0,062	0,955	1,000	1,000
Pt	0,135	0,920	0,890	1,000

[1] (DERA 2016)
[2] (EC 2017)
[3] (USGS 2020)
[4] (VBW 2019)

Die neun Kriterien *c* der sozio-ökonomischen Aspekte *SE* sind dabei jeweils mit einem Gewichtungsfaktor *w* belegt, wobei die Summe aller Faktoren 1 ergibt (Gleichung 3):

$$SE = \sum_i C_i \times w_i \quad SE = \{0 \dots 1\}; w_i : \{0 \dots 1\} \tag{3}$$

2.3 Das Ressourceneffizienzpotenzial

Das Ressourceneffizienzpotenzial stellt das Summenprodukt aus geologischen und sozioökonomischen Aspekten dar, welche mit entsprechenden Gewichtungsfaktoren *m* und *n* in den Term der Gleichung 4 einfließen:

$$RI_{m,n} = m \times AADP_i + n \times SE \qquad m + n = 1 \tag{4}$$

Für die beiden Gewichtungsfaktoren besteht kein natürlicher und/oder kausaler Zusammenhang, weshalb eine dem Anwendungsfall spezifische Gewichtung gewählt werden sollte. Für allgemeine Zwecke wird eine Gewichtung von m: 0,7 und n: 0,3 empfohlen, die die Relevanz der geologischen Verfügbarkeit stärker berücksichtigt.
In Summe berücksichtigt die beschriebene Methode hinsichtlich geologischer Aspekte global betrachtet den Verbrauch, die Ressourcenverfügbarkeit, den anthropogenen

Vorrat und die dissipativen Verluste. Im Rahmen der sozioökonomischen Aspekte werden darüber hinaus neun Kriterien betrachtet, die sowohl globale (z.B. Länderrisiko, Unternehmenskonzentration) als auch regionale Verhältnisse (z.B. Importabhängigkeit, regionale Bedeutung) widerspiegeln. Tab. 4 zeigt die Ergebnisse der betrachteten Beispielelemente sowie das errechnete Ressourceneffizienzpotenzial.

Tab. 4: AADP, sozioökonomische Aspekte und Ressourceneffizienzpotenzial der Elemente Al, Ce, Cu, Ga und Pt.

Element	Geologische Aspekte (AADP)	Sozioökonomische Aspekte[1]	Ressourceneffizienzpotenzial
Einheit	kg Fe-Äq.	---	kg Fe-Äq.
Gewichtung	70 %	30 %	
Al	9,515E+00	0,4699	6,802E+00
Ce	4,321E+01	0,6643	3,045E+01
Cu	2,696E+01	0,4350	1,900E+01
Ga	1,097E+04	0,5543	7,677E+03
Pt	3,461E+06	0,5743	2,423E+06

[1] Gleiche Gewichtung aller neun sozioökonomischen Aspekte

3 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die entwickelte Methodik stellt eine in Ökobilanzen nutzbare Möglichkeit zur ganzheitlichen Bewertung des Einflusses von Prozessen und Dienstleistungen auf mineralische Ressourcen dar. Der ganzheitliche Ansatz spiegelt sich dabei sowohl in Form einer einzigen, aggregierten Kennziffer des Ressourceneffizienzpotenzials wider, als auch durch die vergleichsweise hohe Datenmenge, die für diese Darstellung notwendig ist und aus unterschiedlichsten Quellen stammt. Diese Herausforderung stellt dabei gleichzeitig einen Forschungsbedarf für zukünftige Arbeiten dar, da selbst für einige wirtschaftlich wichtige Elemente wie Calcium, Magnesium oder Mangan bislang nur unvollständige Daten vorliegen. So fehlen für die aufgeführten Elemente beispielsweise verlässliche Berechnungen der Ressourcen sowie, insbesondere aufgrund der vielfältigsten Darbietungsformen der beiden Erdalkalielemente, zahlreiche Daten für soziopolitische Aspekte.
Während sich für die geologischen Aspekte ein durch den Anwender nicht beeinflussbarer Wert ergibt, sind für die Gewichtungsfaktoren der sozioökonomischen Werte an dieser Stelle noch keine numerischen Werte festgelegt. Diese werden im weiteren Projektverlauf jedoch eruiert und in Dialogen mit Wissenschaft und Wirtschaft validiert. Wie eingangs aufgeführt, ist die Betrachtung des Ressourcenverbrauchs nur ein Baustein auf dem Weg zu einer respektive wenigen Kennzahlen, welche weitreichend für politische und/oder unternehmerische Entscheidungsprozesse genutzt werden können. Beispielsweise ließen sich die wichtigsten Ergebnisse einer vergleichenden Ökobilanzierung in den Kategorien Treibhauspotenzial, Ressourceneffizienzpotenzial und nicht-erneuerbare Energienutzung parallel darstellen. Umweltrelevante Wirkungskategorien wie das Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial könnten mit weiteren Kategorien ebenfalls in einer eigenen, aggregierten Kennzahl angegeben oder, je nach Anwendungsfall, als Einzelkennwerte ausgegeben werden.

4 DANKSAGUNG

Die Autoren danken dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz für die Finanzierung des Projektes NetCYCLE II im Projektverbund ForCYCLE II.

LITERATUR

Bach, C.; Berger, M.; Henßler, M.; Kirchner, M.; Leiser, S.; Mohr, L.; Rother, E.; Ruhland, K.; Schneider, L.; Tikana, L.; Volkhausen, W.; Walachowicz, F.; Finkbeiner, M. (2016) *Integrated method to assess resource efficiency – ESSENZ*. Journal of Cleaner Production 137, 118 - 130.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2012) *DERA-Rohstoffliste 2012, Angebotskonzentration bei Metallen und Industriemineralen – Potenzielle Preis- und Lieferrisiken*. DERA Rohstoffinformationen 10, Berlin.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2015) *Rohstoffrisikobewertung – Platingruppenmetalle*. DERA Rohstoffinformationen 26, Berlin.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2016) *Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016*. DERA Rohstoffinformationen 26, Berlin.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2018) *Rohstoffrisikobewertung – Gallium.* DERA Rohstoffinformationen 35, Berlin.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2019) *DERA-Rohstoffliste 2019. Angebotskonzentration bei Metallen und Industriemineralen – Potenzielle Preis- und Lieferrisiken*. DERA Rohstoffinformationen 40, Berlin.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2020a) *Preismonitor, Dezember 2019*. Berlin.

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2020b) *Volatilitätsmonitor, Dezember 2019*. Berlin.

Drielsma, J. A.; Russel-Vaccari, A. J.; Drnek, T.; Brady, T.; Weihed, P.; Mistry, M.; Simbor, L. P. (2016) *Mineral resources in life cycle impact assessment – defining the path forward*. The International Journal of Life Cycle Assessment 21, 85 - 105.

Du, X; Graedel, T. E. (2011) *Uncovering the Global Life Cycles of the Rare Earth Elements*. Scientific Reports 1 (145), 1 - 4.

European Commission (EC) (2017) *Study on the review of the list of Critical Raw Materials, Criticality Assessments*. Final report written by Deloitte Sustainability, British Geological Survey, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Netherlands Organisation for Applied Scientific Research, Brussels.

Guinée, J. B. (1995) *Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products, with a case study on margarines*. Proefschrift, Rijksuniversiteit te Leiden, 02. März 1995.

Helbig, C. (2018) *Metalle im Spannungsfeld technoökonomischen Handelns: Eine Bewertung der Versorgungsrisiken und der dissipativen Verluste mit Methoden der Industrial Ecology*. Dissertation, Universität Augsburg, September 2018

Mocker, M., Hense, P, Neidel, J (2018) *Projektverbund zur Steigerung der Ressourceneffi-zienz in der bayerischen Wirtschaft – ForCYCLE II*, in: Pomberger, R. et al. (Hrsg.): 14. Recy & DepoTech-Konferenz 2018, Montanuniversität Leoben, Leoben 2018, S. 381 - 386.

Schneider, L.; Berger, M.; Finkbeiner, M. (2015) *Abiotic resource depletion in LCA – background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model*. The International Journal of Life Cycle Assessment 20, 709 - 721.

Schneider, L.; Berger, M.; Schüler-Hainsch, E.; Knöfel, S.; Ruhland, K.; Mosig, J.; Bach, V.; Finkbeiner, M. (2014) *The economic resource scarcity potential (ESP) for evaluating resource use based on life cycle assessment*. The International Journal of Life Cycle Assessment 19, 601 - 610.

Sonderegger, T.; Berger, M.; Alvarenga, R.; Bach, V.; Cimprich, A.; Dewulf, J.; Frischknecht, R.; Guinée, J.; Helbig, C.; Huppertz, T.; Jolliet, O.; Motoshita, M.; Northey, S.; Rugani, B.; Schrijvers, D.; Schulze, R.; Sonnemann, G.; Valero, A.; Weidema, B. P.; Young, S. B. (2020) Mineral resources in life cycle impact assessment – part I: a critical review of existing methods. The International Journal of Life Cycle Assessment 25, 784 - 797.

Sverdrup, H.U.; Ragnarsdottir, K. V. (2016) *A system dynamics model for platinum group metal supply, market price, depletion of extractable amounts, ore grade, recycling and stocks-in-use*. Resources, Conservation and Recycling 114, 130 - 152.

U.S. Geological Survey (USGS) (2020) *Mineral commodity summaries 2020*. Washington.

Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft e.V. (VBW) (2019) *Rohstoffsituation der bayerischen Wirtschaft*. München

Environmental-economic impact assessment of business models in the Austrian waste economy

I. Meyer & M. Sommer
Austrian Institute of Economic Research - WIFO, Research Group Environment, Agriculture, and Energy, Vienna, Austria

ABSTRACT: The paper presents two complementary quantitative analyses using a macroeconomic model of the Austrian economy, which links monetary and physical waste-related data. 1) The economic and environmental impacts of the current Austrian waste economy are evaluated in terms of business-models for waste collection, treatment and secondary raw material use. Related impacts on CO_2 emissions are quantified. 2) Potential future employment effects that can result from further development of the Austrian waste economy are assessed.

1 INTRODUCTION

Global population and economic growth in combination with the ever-rising consumer demands of a thriving global middle class in emerging and developing countries are driving the global demand for resources such as metals, minerals, biomass, land and water further. Added to this is the global demand for critical resources that stems from requirements for energy system transformation, climate mitigation, or digitalization. In contrast, the growing risk of destabilizing the earth system resilience by reaching planetary boundaries in several biophysical realms such as climate change, biosphere integrity, biochemical flows (phosphorous, nitrogen), necessitates drastic restrictions on the use of resources and limits to economic activity related to adverse biophysical impacts (Steffen et al. 2015). The sustainable and efficient use of resources, hence, becomes a key competence of forward-thinking and resilient societies, also encouraging economic competitiveness.

Already today, the waste economy pursues several types of business-models that contribute to improving the environmentally-friendly use of materials that are already in circulation while generating local employment and value-added. Through the professional disposal of given waste streams and the recycling and processing of waste into secondary raw materials, the waste economy fulfils an important environmental function: CO_2 emissions mitigation by substituting primary raw materials with secondary raw materials. Primary raw material extraction is energy-intensive, drives the emission of greenhouse gases and is usually associated with water, soil or air pollution, land degradation or biodiversity loss. These side effects of mining also often lead to negative impacts on human health. Material efficiency strategies such as the return of a larger proportion of materials already in circulation through recycling but also the reduction of production waste in principle, constitute elements of a 'circular economy' which can possibly shrink resource and energy use considerably and lead to lower greenhouse gas emissions thus contributing to climate mitigation.

Given this background, the paper presents two complementary quantitative analyses using a macroeconomic model (WIFO.DYNK), which links monetary and physical waste-related data for Austria. 1) The economic and environmental effects of the current Austrian waste economy are evaluated. The aim is to obtain a comprehensive, cross-sectoral picture of the economic impacts triggered by waste- and resource-related business-models based on currently available data. Related impacts on CO_2

emissions are quantified. 2) Future employment effects that can result from further development of the Austrian residual waste economy are assessed.

2 MODEL APPROACH

The assessment of the economic impacts of the Austrian waste economy is based on a broad picture of all the interactions of all sectors of the economy based on physical material flows related to the waste economy. For this purpose, the method of extended input-output analysis is applied, which provides a detailed description of the interdependencies between economic sectors. The focus lies on the flow of goods that run through the production process, valued in monetary terms (€). Production inputs are either intermediate goods, i.e. goods and services that are processed or transformed in the course of production, or the primary inputs, i.e. the production factors labour, capital and energy. The produced goods or services are the output of each sectors' activity. The so called 'value-added' is the sum of the gained operation surplus and labour compensation.

Goods and services of each sector are supplied to production entities in other sectors, are directly consumed, invested or exported. This applies, in the case of waste, to the processing of waste into secondary raw materials, the use for thermal or electrical energy production, the direct use in a production process or the trade of waste in international markets, e.g. scrap metals, waste paper and waste glass.

The dynamic macroeconomic one-region and multi-sector model WIFO.DYNK (dynamic new-Keynesian) was adapted to model the employment and value-added impacts of the Austrian waste economy in this respect. It is based on the most recent input-output tables of Statistics Austria. Areas of application of the model are in different energy-economic analyses, e.g. simulation of energy scenarios (Sommer et al. 2018, Meyer et al. 2018a), or material flow analyses (Meyer - Sommer 2018).

The impact analysis simulates an alteration of the economic equilibrium by economic changes, so-called shocks, which impact on output and demand in different ways. The economic impact analysis of such a 'shock', for example investments in waste treatment, recycling or processing, the use of secondary raw materials in production or in international trade, is usually broken down into different effects:

- Direct impacts arise directly at the plant, landfill or collection point and include the corresponding investment costs, operating costs and direct employment.
- Indirect impacts or up-stream effects comprise the production of all the inputs necessary for direct activities.
- Induced impacts in this study comprise the consumption reactions of private households that are related to changes in income from direct and indirect activities and are calculated using a historic average propensity to consume.

The aim was to quantify the economic impacts of investments, current expenditure and income regarding the collection, sorting, processing and recycling of waste in terms of the associated indirect and induced employment and value-added impacts. In addition, the impacts from substituting primary raw materials for secondary raw materials produced by the Austrian waste economy are quantified.

The scope of the indirect and induced economic impacts depends on the size of the direct 'investment shock', and on the structure of the (intermediate) goods and services in processing and production. If labour-intensive domestic services, such as in construction activities, are applied, the employment impact is higher than if capital-intensive goods are imported. If mainly import-intensive goods, such as vehicles, are used, the value-added impact (in terms of gross domestic product (GDP)) is relatively small because the value-added is generated abroad.

The point in time at which the impacts occur cannot be determined by model analysis. Some impacts can occur at very short notice, e.g. from expenditures on investment or transport, others can occur with a time delay, e.g. if machines or building materials are used from stocks and additional production is triggered in the corollary, and labour income and consumption react with a corresponding delay. As the induced impacts trigger indirect impacts, which generate further income and trigger induced impacts, several model 'rounds' has to be run until the final impact is fully settled. The full unfolding of the economic impacts hence does not necessarily take place in the short term, e.g. in the same year.

3 DATA

Two central flows of physical data are quantified in the material system. Firstly, the collection of defined waste fractions is linked to the respective treatment plants. Secondly, treatment plants are defined as entities that transform specific inputs such as waste fractions into defined outputs such as recyclable materials or landfill fractions. Thus, a unique process is mapped between each collected waste fraction and a specific type of process plant and the final output, e.g. landfill or thermal use fraction, or recyclable material. The status report "Inventory of Waste Management in Austria" (BMNT 2019) serves as the data base for these assignments of quantities to plants and output with respect to the year 2017. As the level of detail of the data representation varies, some waste categories' assignment to plants needed assumptions to be established (e.g. hazardous waste).

Physical flow and activity data are transferred into monetized demand structures to be applied in the WIFO.DYNK model. Materials and activities are valuated at specific prices and cost rates. This concerns the valuation of waste collection, waste treatment and of secondary raw materials obtained. The data for prices and costs are largely based on the study "Benchmarking for the Austrian waste management" (Brunner et al. 2015), in which the costs of waste collection and treatment were examined in detail. As these prices and costs are dating back to 2012, an average price level increase of 2 % p.a. was applied until 2017. Prices for recyclable materials were upgraded based on expert opinions. This monetization makes it possible to estimate total costs for collection, transport and treatment of the waste streams in plants.

These total costs are differentiated by demand categories, namely investment and operating as well as personnel costs. Investments and operating costs are further structured in costs for commodity groups as for instance construction services, machinery, mineral oil products or financial services. The final 'cost structure' of groups of goods corresponds to the structure of the input-output tables and can be fed into the economic model WIFO.DYNK. For investments, these structures can, for example, describe the cost shares for buildings, vehicles or machines. For operating costs, the structure can represent expenditure for fuel, insurance or maintenance services. In addition to these cost structures, personnel costs are applied to the WIFO.DYNK model.

4 RESULTS

In the present study a data system was compiled that simulates the treatment of an emerging waste volume. Foreign trade activities in waste, which actually take place on a larger scale, are not considered, i.e. the results of this study show potential effects of treating the entire domestic waste volume of the year under consideration without considering imports and exports of waste.

This system boundary of trade also applies to the use of secondary materials. Here it is assumed that the secondary raw materials obtained from treating domestic waste

are used as input to the domestic industry, an assumption that does not necessarily correspond to the secondary raw materials really used in 2017. However, for scrap iron, aluminum, glass and paper it can be asserted that the calculated volumes are similar in size to those volumes really used in 2014 (Meyer et al. 2018b).
Interpreting model results, it is crucial to remind that the calculated impacts are not to be understood as 'additional' effects that have a 1:1 impact on gross domestic product (GDP) and employment growth. Rather, they denote 'associated' impacts that may or may not be additional to the baseline economic activities. They can also represent an increased utilization of the existing capacity or relocation effects.
Again, with respect to employment results, a certain amount of caution in interpreting results is advisable. Employment effects are not necessarily additional jobs created, rather, it is the number of required employees for the simulated economic activities (number of "sector-typical employment"), which may be covered by a mix of new hires, overtime and the elimination of underutilisation of existing employment contracts. This employment mix will not least be determined by the economic cycle in the concerned sectors.
On the basis of the described input data, in particular investments and operating costs for transport and waste treatment in plants or other processes amounting to approx. 4 billion €, and taking into account the revenues resulting from the sales of secondary materials or energy generated from waste, the overall impact on the GDP from the Austrian waste economy is calculated to about 5 billion € (Tab. 1).

Tab. 1: Disaggregated GDP Impacts of the Austrian Waste Economy 2017, in million €.

			GDP Impacts from		
	Investe-ments	Personnel Costs	Operating Costs	Substitution of Primary Raw Materials	Totel Impacts on GDP
1) Direct Impacts	1.024	1.612	0	0	2.636
2) Indirect Impacts	383	0	926	0	1.309
3) Induced Impacts (Consumption)	158	691	381	0	1.229
4) Impact from Sub-stitution of Primary Raw Materials	0	0	0	-153	-153
Sum	1.565	2.303	1.306	-153	5.022

Personnel costs (1.6 bn €) and average yearly investments (1.0 bn €) are directly attributable to value-added and thus represent a direct GDP impact of 2.6 bn €. The direct GDP impacts also include operating profits, however, these could not be recorded and were thus excluded from the analysis. The indirect GDP impacts which stem from the value-added generated along the up-stream input chain generate about 1.3 bn €. If both direct and indirect impacts are considered, the waste economy generates a GDP impact of 3.9 bn €. The induced impacts generated by private consumption are calculated to contribute about 1.2 bn € to the Austrian GDP. These first three impacts include the positive effects of producing and providing secondary raw materials, whereas the fourth impact represents the isolated GDP impact of decreased demand for primary materials and energy alone (-153 m €). This isolated impact comprises the effects of substituting primary raw materials with secondary raw materials in domestic industries, or primary fossil energy for electricity and heat production by waste input. The negative impact occurs due to the isolated impact of material substitution in domestic production, where already produced secondary materials substitute primary sources. Even though import shares of some primary materials are high (as iron ore or natural gas), there is also considerably less demand for some domestic products or services, e.g. fewer metal ores are mined domestically. This ultimately leads to a lower generation of domestic value-added and thereby to lower GDP. Overall, GDP impacts of the Austrian waste economy sum up to appr. 5 billion € which

equates to about 1.4 % of GDP. Associated employment impacts are pictured in Fig. 1.

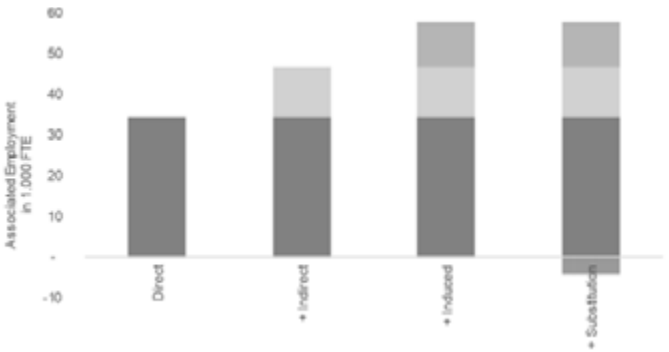


Fig. 1: Disaggregated Employment Impacts of the Austrian Waste Economy 2017, own calculations.

The employment effects directly related to the Austrian waste economy were calculated based on average gross earnings of the sector "waste collection" (NACE 38.2). This calculation yields slightly more than 34.000 full-time equivalents (FTE), which are mainly caused by the large volume of transport services of the waste fractions. The indirect and induced impacts were calculated with the WIFO.DYNK model and are in the order of 24.000 associated jobs (FTE). With respect to the substitution impact, one would expect an employment impact in relation to the negative GDP impact from substitution. But negative employment is relatively more pronounced (4.000 FTE) because the negative GDP contribution is moderated by the reduction of imports of primary raw materials. Although falling imports have a positive effect on GDP, they do not have a direct or indirect effect on employment. This means that the moderation is relatively weaker and the negative employment impact relatively higher. In sum, a total 53.000 associated jobs are calculated for the Austrian waste economy. For comparison, in 2017 there were 3.85 m non-self-employed jobs. Hence about 1.4 % of the non-self-employed jobs can be attributed to the waste economy. The waste economy generates and mitigates CO_2 emissions. According to the economic analysis presented, the calculated emissions impacts considers the average CO_2 emissions resulting from indirect and induced GDP impacts, the emissions impacts of substituting primary steel, aluminum, paper and glass with secondary materials in domestic industries, and the emissions impacts from the incineration of waste and utilization of biogas produced from waste (instead of natural gas). Hence, these emissions calculations, based on an extended, cross-sectoral approach to the waste economy, are not directly comparable to the Austrian Greenhouse Gas Inventory (UBA 2020) for the waste sector (category 5). According to the presented economic analysis, only small quantities are emitted through waste collection and treatment (150,000 tCO_2). The incineration of waste emits just over 1 $mtCO_2$, but CO_2 emissions are reduced by the displacement of fossil fuels for electricity and heat production (-1.02 $mtCO_2$). The use of biogas avoids emissions of approx. 140,000 tCO_2. The greatest effect of CO_2 mitigation is generated by the substitution of primary materials especially by scrap metals. The avoided energy-intensive processes for primary steel and aluminum production, considering international up-stream value-chains, avoid approx. 10 $mtCO_2$. These impacts are, however, counteracted by GDP impacts of the waste economy (0.94 $mtCO_2$). In sum, the Austrian waste economy avoids around 8.7 $mtCO_2$ emissions in 2017, including international up-stream supply chains, and thus already makes a significant contribution to climate mitigation and sustainable use of materials.

5 PROSPECTS

Prospects for a further development of the Austrian waste economy were assessed in a quantitative analysis regarding the impacts of applying typified waste management models of residual waste treatment for Austria. The analysis was carried out for waste incineration, mechanical-biological waste treatment, and enhanced separate waste collection (Meyer & Sommer 2019). The overall picture of employment effects follows the structure: the more complex and costly the residual waste treatment is and the higher the derived amount of recycled materials, the higher is the employment impact. Thus, in the model of improved separate collection labour demand is highest (317 FTE/100,000 t of residual waste) and lowest in the case of pure waste incineration (197 FTE/100,000 t of residual waste).

6 CONCLUSIONS

Against the background of persistently growing waste volumes, associated adverse environmental impacts and relevant European legal amendments (e.g. Green Deal), the waste economy must ensure a continuous improvement in the quality and quantity of waste recycling, thereby contributing to efficient resource use, climate mitigation, and green economy and innovation. But producing and consuming less energy- and material-intensive commodities and services must be the primary objective.

Acknowledgements: Funding was kindly provided by ARGE Abfallwirtschaftsverbände, Kompost & Biogas Verband, Verband Entsorgungsbetriebe, Fachverband Entsorgungs- und Ressourcenmanagement (WKO) and Montanuniversität Leoben.

REFERENCES

Brunner, P., Allesch, A., Färber, B., Getzner, M., Grüblinger, G., Huber-Humer, M., Jandric, A., Kanitschar, G., Knapp, J., Kreindl, G., Mostbauer, P., Müller, W., Obersteiner, G., Pertl, A., Pomberger, R., Plank, L., Salhofer, S., Schwarz, T. (2015) *Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft*. DOI: 10.13140/RG.2.2.31286.55367.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2019) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich*, *Statusbericht 2019*. Wien.

Meyer, I., Sommer, M. (2018) *Macht Recycling Sinn. Eine Analyse aus volkswirtschaftlicher Sicht*. In: Pomberger, R., Adam, J., Aldrian, A., Kranzinger, L., Lorber, K., Neuhold, S., Nigl, T., Pfandl, K., Sarc, R., Schwarz, T., Sedlazeck, P., Wellacher, M., Curtis, A., Friedrich, K., Küppers, B., Möllnitz, S., Rutrecht, B., Sattler, T. M., Viczek, S. A., Höllen, D., Weißenbach, T. (2018). Recy & DepoTech 2018: VORTRÄGE-Konferenzband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz, November 2018, Leoben, 77-84.

Meyer, I., Sommer, M. (2019) *Zur umweltökonomischen Relevanz der Abfall- und Ressourcenwirtschaft. Beschäftigungseffekte durch Restmüllverwertung*, WIFO-Monatsberichte, 92(11), 833-843.

Meyer, I., Sommer, M., Kratena, K. (2018a) *Energy Scenarios 2050 for Austria*. WIFO, Wien.

Meyer, I., Sommer, M., Kratena, K. (2018b) *Volkswirtschaftliche Effekte durch Recycling ausgewählter Altstoffe und Abfälle*. In: Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, E., Goldmann, D. (2018) Recycling und Rohstoffe, Band 11, 49-63.

Sommer, M., Meyer, I., Kratena, K. (2018) *Neue Energieszenarien 2050 für Österreich*. WIFO-Monatsberichte 91(5), 375-385.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S. (2015) *Planetary Boundaries: Guiding human development on a changing planet*. Science 347 (6223), Research Article. DOI: 10.1126/science.1259855.

UBA, 2020, *Austria's National Inventory Report 2020,* Report Rep- 0724, Austrian Environment Agency, Vienna.

SCI_BIM - Tool für verwertungsorientierten Rückbau

M. Rašković, A.M. Ragoßnig & U. Moroz
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Als zukünftige Quellen materieller Ressourcen stellt die gebaute Infrastruktur ein wertvolles Materiallager dar. Im Sinne sauberer Stoffkreisläufe müssen Schadstoffe und einer Wiederverwendung und einem Recycling entgegenstehende Störstoffe ausgeschleust werden, bevor verbleibende Bauwerksbestandteile wiederverwendet oder recycelt werden können. Um die Lenkung von Bestandsmaterialflüssen zu optimieren, wurde das SCI_BIM-Tool entwickelt, welches eine quantitative und qualitative Dokumentation von Abfallqualitäten ermöglicht. Mittels innovativer Geometrieaufnahmesysteme gekoppelt mit maßgeschneiderten Transformationsprozessen, können 3D-Scans oder bestehende Building Information Modelling (BIM) - Planungen in intelligente Bauwerksdatenmodelle überführt werden. Dies ermöglicht eine genauere Erfassung und Bauteil-bezogene Analyse der materiellen Zusammensetzung von Gebäuden sowie zuverlässigere Massenabschätzungen von im Rahmen eines Abbruchs anfallenden Baurestmassen.

1 EINLEITUNG

Ressourcenknappheit, Herausforderungen hinsichtlich der Nachhaltigkeit des Bausektors, sowie strengere Gesetzesauflagen zur effizienten Ressourcennutzung und zur umweltverträglichen Abfallbeseitigung halten Unternehmen und Organisationen aus den Bereichen der Architektur, des Ingenieurwesens und des Bauwesens (engl. Architecture, Engineering, Construction – AEC), sowie des Facility Managements (FM) und des Rückbauwesens zur angemessenen Ressourcenverwaltung über den gesamten Lebenszyklus eines Bauwerks, einschließlich des Abbruchs, an (Volk et al. 2014). In Industrieländern gibt es bereits mehr verbaute Ressourcen als in verfügbaren, wirtschaftlich abbaubaren Primärlagerstätten (Kovacic et al. 2019). Die Gebäudebestände stellen somit wertvolle Materiallager für verwertungsorientierte Rückbauten dar. Gleichzeitig ist aber im Sinne sauberer Stoffkreisläufe sicherzustellen, dass Schadstoffe entsprechend ausgeschleust und in Senken gelenkt werden (Europäisches Parlament & Rat 2004, Europäische Kommission 2015 und 2016). Zum Schutz der menschlichen Gesundheit sowie der Umwelt gilt es, anfallende Abbruchabfälle von schadstoffhaltigen Bauteilen zu befreien, bevor sie einer Wiederverwendung oder einem Recycling zugeführt werden können.

2 HINTERGRUND UND MOTIVATION

In Österreich muss vor Abbruchvorhaben mit mehr als 750 Tonnen Bau- und Abbruchabfällen eine Schad- und Störstofferkundung durchgeführt werden, bei der gemäß Stand der Technik potenziell kontaminierte Bauteile sowie dem Recycling oder der Wiederverwendung abträgliche Störstoffe identifiziert und somit deren Entfernung vor dem maschinellen Abbruch ermöglicht werden (Österreichisches Normungsinstitut 2014a und 2014b, BMLFUW 2015). Ein weiteres Ziel besteht hierbei in der Quantifizierung von im Rahmen des Abbruchs zu erwartenden Abfallqualitäten. Die Zuverlässigkeit, der aus der Bewertung der Erkundungsergebnisse hervorgehenden Baustoff-bezogenen Massenabschätzung von zu erwartenden Abfallqualitäten, hängt dabei signifikant von der Verfügbarkeit konkreten Dokumentationsmateri-

als ab und kann für komplexere Abbruchobjekte sehr zeitaufwendig sein. Für viele Bestandsgebäude sind allerdings keine ausreichend genauen Informationen über ihre tatsächliche geometrische oder materielle Beschaffenheit vorhanden. Ausgangslagen dieser Art führen zu Massenabschätzungen, die mit hohen Unsicherheiten behaftet sind und somit ein großes Risiko hinsichtlich Fehleinschätzungen der Entsorgungskosten bedingen.

Um die Lenkung von Bestandsmaterialflüssen zu optimieren und Unsicherheiten im Rahmen der Rückbauplanung, Ausschreibung und Vergabe zu reduzieren, wurde seitens des österreichischen Ziviltechnikerbüros RM Umweltkonsulenten ZT GmbH (kurz RMU) im Rahmen eines gemeinsamen, von der österreichischen Forschungsförderungesgesellschaft (FFG) unterstützten, Forschungsprojekts mit dem Titel „SCI_BIM – Data capturing for Integrated Resources and Energy Assessment using Building Information Modeling“ ein leistungsfähiges Tool entwickelt, das im Rahmen der Planung komplexer Rückbauten eingesetzt werden kann. Als Werkzeug zur quantitativen und qualitativen Dokumentation von Abfallqualitäten und insbesondere der Verortung von Schadstoffkontaminationen in Bauwerken, ist dieses Tool in der Lage, den Einsatz von innovativen Low-Tech Geometrieaufnahmesystemen mit einem maßgeschneiderten Transformationsprozess zu koppeln, womit dreidimensionale (3D) Scans, in – im Sinne des Building Information Modelings (BIM) – intelligente Bauwerksdatenmodelle übergeführt werden bzw. bestehende BIM-Modelle für die Planung des verwertungsorientierten Rückbaus genutzt werden können. In diesem Zusammenhang wurde auch das firmeneigene, Web-basierte Geographische Informationssystem (WebGIS) parallel weiterentwickelt, welches eine zentralisierte Modelleinbettung, eine digitale Hinterlegung chemischer Qualitätsbewertungen sowie eine automatisierte Erzeugung von Volumen- und Massenabschätzungen unterstützt. Die strukturierte Datenbank-basierte Ermittlung von Abfallarten-bezogenen Volumen- und Massenabschätzungen liefert damit die Basis für die Ausschreibung von Rückbau- und Entsorgungsdienstleistungen.

3 METHODIK

Der Prozess zur Generierung von funktionalen 3D-Bestandsgebäudemodellen (engl. as-built BIMs) unterscheidet sich wesentlich von jenem für Neubauten (Volk et al. 2014). Grob vereinfacht umfassen die integralen Prozessbestandteile zur Erstellung solcher as-built BIMs im Allgemeinen drei Phasen:

- **(i) Bauwerksdatenerfassung** (die Erhebung von Daten, welche Informationen über die geometrische und materielle Beschaffenheit von Bestandsgebäuden enthalten),
- **(ii) Bauwerksdatenmodellierung** (die Erstellung von digitalen Modellen auf Basis aufbereiteter Geometrieinformationen) und
- **(iii) Bauwerksdatenbankanreicherung und -abfrage** (Integration projektspezifischer Daten, durch welche strukturierte Aufschlüsse über die Form und die stoffliche Zusammensetzung der Gesamtheit an Bestandobjektskomponenten erlangt werden können).

Seitens der RMU wurde im Zuge der Fallstudie Maria Enzersdorf eine digitale Rückbauvorplanungsdokumentation eines Industrieareals durchgeführt, anhand der soeben drei genannten Phasen (i) bis (iii) ein 3D-Bestandsgebäudemodell erstellt worden ist (siehe *Abb. 1*).



Abb. 1: Industriegebäude Maria Enzersdorf (li.) sowie Darstellung als 3D-Bestandsgebäudemodell (re.).

3.1 Bauwerksdatenerfassung

In der ersten Phase werden Geometriedaten des gegenständlichen Gebäudes mithilfe von unterschiedlichen berührungslosen, optischen Aufnahmesystemen (Wiedemann 2004, Blankenbach 2015) digital erfasst, und diese – für jedes System einzeln und insofern sinnvoll – zu einer 3D-Punktwolke (Otepka et al. 2013) ausgewertet.

Für die Bestimmung der Materialzusammensetzung des jeweiligen Gebäudes wird in derselben Phase durch eine rückbaukundige Person eine Schad- und Störstofferkundung durchgeführt. Verallgemeinert umfasst die konkrete Vorgehensweise einer Schad- und Störstofferkundung sowie des darauf aufbauenden Entsorgungskonzepts dabei folgende Schritte: 1. Unterlagenrecherche zu Bauwerkshistorie, Standort und Nutzung, 2. Erkundung der in der ÖNORM B 3151 (Österreichisches Normungsinstitut 2014b) angeführten Schad- und Störstoffe in sämtlichen Bereichen, Prüfung und Verifizierung der Rechercheergebnisse, Erfassen und Dokumentieren neuer Informationen, 3. Probenahme für Bereiche mit bestehendem Verdacht auf Schadstoffe, 4. Chemische Analytik, 5. Bewertung der Abfallqualitäten und Einschätzung ihrer im Zuge der bevorstehenden Abbrucharbeiten anfallenden Volumen und Massen, 6. Dokumentation der Ergebnisse – inklusive Fotos, Plandokumente sowie Prüfberichte der chemischen Analysen – und Erkundungsbericht.

3.2 Bauwerksdatenmodellierung

Auf Basis koregistrierter Punktwolken, die in ihrer Gesamtheit als Diskretisierung der einzelnen Oberflächen der Bauwerkskomponenten zu interpretieren sind, wird in der zweiten Phase ein aus Bauwerkselementen bestehendes Geometriemodell mithilfe der BIM-Modellierungssoftware ArchiCAD des Herstellers Graphisoft als ifc-Dateiformat manuell erstellt.

Diese Art von Nachkonstruktionsprozess (Scan-to-BIM, Points-to-BIM), der sich hinsichtlich des Level of Detail (LoD) an projektspezifischen Erfordernissen orientiert, hat sich trotz des hohen Zeitaufwands bislang in der Praxis bewährt. Auch wenn sich die Forschung in dieser Hinsicht bereits ausgiebig mit automatisierten oder

halbautomatisierten Methoden auseinandersetzt, liegt der hauptsächliche Grund für die Begünstigung einer manuellen Verarbeitung in der Tatsache, dass diese Arten von Verfahren (noch) nicht in der Lage sind, bauliche Eigenschaften von Bauwerkskomponenten oder semantische Informationen zu berücksichtigen (Volk et al. 2014).

3.3 Bauwerksdatenbankanreicherung und -abfrage

In der dritten und letzten Phase wird das im vorherigen Arbeitsschritt generierte Geometriemodell mittels einer spezifischen Erweiterung des unternehmenseigenen WebGIS durch digitale Hinterlegungen chemischer Qualitätsbewertungen, sowie einer automatisierten Erzeugung von Volumen- und Massenabschätzungen von Abfallqualitäten weiterentwickelt (siehe *Abb. 2*). Letzteres erlaubt dabei unter anderem das Abrufen von Excel-Dateien, die neben Massen- und Volumeninformation bezogen auf spezifische Abfallqualitäten weiters abfallqualitätsabhängige Behandlungsklassifizierungen beinhalten.



Abb. 2: SCI_BIM-Tool für verwertungsorientierten Rückbau – Die RMU WebGIS Browseransicht des implementierten Industriegebäudes der Fallstudie Maria Enzersdorf zeigt Bauteile sowie die Massenabschätzung der anfallenden Abfallarten.

Das geometrische 3D-Bestandsgebäudemodell wird hier zunächst mittels eines Web-basierten Programmierschnittstellenservice (engl. Application Programming Interface – API) des Softwareherstellers Autodesk in die Cloud geladen. Das WebGIS wird sodann dahingehend funktional befähigt, die Modellvisualisierung in die Browseransicht einzubetten und das Modell mithilfe weiterer Werkzeuge derselben API-Plattform (Autodesk Forge) interaktiv mit Informationen über die schichtweisen Gebäudematerialien, die aus der zuvor durchgeführten Schad- und Störstofferkundung des abzubrechenden Bestandsobjekts hervorgegangen sind, anzureichern. Durch die zusätzliche Implementierung geeigneter Kalkulationsvorgänge, die auf eine definierte aber erweiterbare Liste mit vordefinierten Parametern für Materialdichte- und Flächengewichtskonstanten verweisen, wurde – in Kombination mit einer Filterung der bereits im digitalen Modell enthaltenen Informationen über die Dimensionen der einzelnen Bauwerkskomponenten – die automatisierte Berechnung der Massen ermöglicht. Im WebGIS werden Prozessabläufe für das Hochladen sowie das Bau-

werkskomponenten-bezogene Verknüpfen von relevanten Informationen und Dokumenten ebenso umgesetzt.

4 RELEVANZ FÜR DIE ABFALLWIRTSCHAFT UND PRAXIS

Die Entwicklung des SCI_BIM-Tools ermöglicht die Erfassung und Analyse der materiellen Zusammensetzung von Bestandsgebäuden, vor allem in Hinblick auf den verwertungsorientierten Rückbau auf Basis durchgeführter Schad- und Störstofferkundungen, sowie automatisierte Volumen- und Massenabschätzungen von im Rahmen eines Abbruchs anfallenden Baurestmassen. Für die Praxis können sich folgende Auswirkungen mit abfallwirtschaftlicher Relevanz ergeben:

- Erhöhung des Anteils von Bauteilen, die wiederverwendet oder einem Recycling zugeführt werden können, und somit eine Ausschöpfung von Sekundärressourcen im höchsten Maße,
- Sicherstellung des Ausschleusens schadstoffhaltiger Bauteile aus Stoffkreisläufe des Bausektors, um diese fachgerecht zu entsorgen und saubere Stoffkreisläufe im Rahmen des Baustoffrecyclings zu ermöglichen,
- Verbesserung der Kostenschätzungen für Rückbau und insbesondere Entsorgung der Bauabfälle und
- Ermöglichung von Prognosen zukünftig verfügbarer Sekundärmaterialflüsse.

Im SCI_BIM-Tool können zudem die im Zuge der Schad- und Störstofferkundung gewonnenen Bauwerkskomponenten-bezogenen Informationen, in Form von relevanten Fotodokumentationen, digitalen Plandokumenten sowie Ergebnisse chemischer Analysen zum jeweiligen Bauteil des gegenständlichen Objekts, implementiert werden, welche jederzeit in der WebGIS Browseransicht für den Kunden abrufbar sind. Auch sind Informationen zu den Maßen und Materialien der jeweiligen Bauteile einsehbar (siehe *Abb. 2*), wodurch auch die Volumen- und Massenabschätzungen der anfallenden Baurestmassen und Abfälle für den Kunden nachvollziehbarer werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Um die Lenkung von Bestandsmaterialflüssen zu optimieren, wurde seitens des österreichischen Ingenieurbüros RM Umweltkonsulenten ZT GmbH das SCI_BIM-Tool entwickelt. Dieses Tool soll künftig als technologischer Bestandteil in bestehende Schad- und Störstofferkundungsvorgänge eingegliedert werden und soll dabei die Erfassung und Analyse der materiellen Zusammensetzung von Bestandsgebäuden, vor allem in Hinblick auf den verwertungsorientierten Rückbau, eine automatisierte Volumen- und Massenabschätzungen von im Rahmen eines Abbruchs anfallenden Baurestmassen sowie eine qualitativ übersichtlichere und quantitativ präzisere Dokumentation von Abfallqualitäten unterstützen. Im Zuge dieser Entwicklung wurde das firmeneigene Web-GIS durch funktionale Strukturen und Prozessabläufe hinsichtlich einer benutzerfreundlichen Visualisierung und Möglichkeiten der Bauteilbezogenen Informationsanreicherung erweitert.

Mit der damit bewerkstelligten verbesserten Zuverlässigkeit von Massenabschätzungen von im Rahmen eines Abbruchs anfallenden Baurestmassen können Ziele zur effizienten Ressourcennutzung, umweltverträglichen Abfallbeseitigung sowie Nutzung wertvoller, in Gebäudebeständen vorzufindender Materiallager erreicht werden. So sollen künftig Entsorgungskosten akkurat kalkuliert und minimiert werden, Deponievolumen geschont, Sekundärressourcen in höchstem Maße ausge-

schöpft und Stoffkreisläufe des Bausektors – zum Wohle der Menschheit sowie der Umwelt – weiterhin sauber gehalten werden.

LITERATUR

Blankenbach, J. (2015) *Bauwerksvermessung für BIM*. In: Borrmann A., König M., Koch C., Beetz J. (eds) Building Information Modeling. VDI-Buch. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg

BMLFUW (2015) *Bundesgesetz BGBl. II Nr. 181/2015 des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- und Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- und Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen*, zuletzt geändert durch das Bundesgesetz BGBl. BGBl. II Nr. 290/2016.

Europäische Kommission (2015) *Den Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft, Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, COM (2015) 614 final*, p. 25. Aufgerufen am 02.08.2019 von https://eur-lex.europa.eu/resource.html? uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0004.02/DOC_1&format=PDF.

Europäische Kommission (2016) *Verordnung (EU) 2016/640 der Kommission vom 30. März 2016 zur Änderung der Anhänge IV und V der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe*, Amtsblatt der Europäischen Union L 80, pp. 17-24. Aufgerufen am 02.08.2019 von https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0460&from=DE.

Europäisches Parlament & Rat (2004) *Verordnung (EG) Nr. 850/2004 vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG*, Amtsblatt der Europäischen Union L 158, pp. 7-49. Aufgerufen am 02.08.2019 von https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004R0850&from=en.

Kovacic, I., Honic, M., Rechberger, H., Oberwinter, L., Lengauer, K., Hagenauer, A., Glöggler, J., Meier, K. (2019) *Prozess-Design für den „Building Information Modeling" (BIM) basierten, materiellen Gebäudepass – BIMaterial. Berichte aus Energie- und Umweltforschung Schriftenreihe 8/2019*, herausgegeben vom Bundesministerium für Ver-kehr, Innovation und Technologie (BMVIT). Aufgerufen am 02.08.2019 von https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/sdz_pdf/schriftenreihe-2019-8-bimaterial.pdf.

Österreichisches Normungsinstitut (2014a) *Innenraumluftverunreinigungen - Teil 32: Untersuchung von Gebäuden auf Schadstoffe*, ÖNORM EN ISO 16000-32: 2014-10-01.

Österreichisches Normungsinstitut (2014b) *Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode*, ÖNORM B 3151: 2014-12-01.

Otepka, J., Sajid, G., Waldhauser, C., Hochreiter, R., Pfeifer, N. (2013*) Georeferenced Point Clouds: A Survey of Features and Point Cloud Management*. ISPRS International Journal of Geo-Information, vol. 2, no. 4, pp. 1038-1065.

Volk, R., Stengel, J. & Schultmann F. (2014) Building Information Models (BIM) for existing buildings – literature review and future deeds. Automation in Construction 38, pp. 109-127.

Wiedemann, A. (2004) *Handbuch Bauwerksvermessung – Geodäsie*, Photogrammetrie, Laserscanning. Basel, Switzerland: Springer AG.

Forschungskolleg Verbund.NRW - Interdisziplinäre Forschung zur Ressourceneffizienz von Verbundwerkstoffen

S. Stahn & P. Quicker
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe, Aachen, Deutschland

S. Flamme
Fachhochschule Münster, Institut für Infrastruktur / Wasser / Ressourcen / Umwelt, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: Verbundwerkstoffe und -konstruktionen können aufgrund der Kombination von verschiedenen Materialien und Werkstoffeigenschaften komplexe funktionale, ökonomische und ökologische Anforderungen erfüllen und werden im Bauwesen zunehmend eingesetzt. Im Forschungskolleg Verbund.NRW beschäftigt sich seit Oktober 2016 ein interdisziplinäres Doktorandenteam mit verschiedenen Fragestellungen rund um die Ressourceneffizienz von Verbundwerkstoffen im Bauwesen entlang des gesamten Lebenszyklus. Ziel war es, aus Sicht der Forschung und Praxis aufkommende aktuelle und zukünftige Herausforderungen ausgewählter Verbundwerkstoffe zu identifizieren und Ressourceneffizienzpotentiale aufzudecken.

1 EINLEITUNG

Die Baubranche verbraucht in Deutschland circa 500 Millionen Tonnen Rohstoffe pro Jahr und trägt somit zu 50 % des Gesamtrohstoffabbaus bei. Sie ist zudem verantwortlich für über 50 % der Abfallmengen (Destatis, 2017) und besitzt folglich eine hohe Ressourcen- und Umweltrelevanz, aber zugleich auch eine hohe soziokulturelle Relevanz. Vor diesem Hintergrund werden Lösungsansätze zur Reduktion des Ressourceneinsatzes im Bausektor benötigt.

Verbundwerkstoffe, wie carbonfaserverstärkte Kunststoffe (CFK), Textilbeton oder Wärmedämmverbundsysteme (WDVS), werden oftmals als Innovationstreiber für Energie- und Ressourceneffizienz beworben und bieten aufgrund der Kombination von verschiedenen Materialien und Werkstoffeigenschaften vorteilhafte Eigenschaften für den Einsatz in der Bauindustrie. So werden z.B. in Textilbeton Hochleistungstextilfasern aus Glas- oder Carbonfasern als Bewehrung eingebettet, um hohe Zugfestigkeiten und aufgrund der Korrosionsbeständigkeit der Fasern ein leichtes dünnwandiges Design mit einem verringerten Materialeinsatz zu erreichen. Ein anderes Beispiel für Verbundwerkstoffe im Bauwesen sind WDVS, die bereits seit den 1960er Jahren verwendet werden und mit steigenden Anforderungen an die Gebäudedämmung zuletzt eine weite Verbreitung erfahren haben. Auch die Verwendung von Holz für konstruktive Bauteile in Kombination mit anderen Werkstoffen und Materialien nimmt zu, um dem Einsatz erneuerbarer Ressourcen bei gleichzeitiger CO_2-Einsparung entgegen zu kommen.

2 RESSOURCENEFFIZIENZ ENTLANG DES GESAMTEN LEBENSZYKLUS DENKEN

Im Rahmen einer Circular Economy im Bauwesen, die auf den Werterhalt von Produkten und Ressourcen und die Reduzierung des Abfalls durch Wiederverwendung

und Verwertung abzielt und gleichzeitig die Folgen für Mensch und Umwelt berücksichtigt, muss der Einsatz der oft schwer trennbaren Verbundsysteme kritisch hinterfragt und über den gesamten Lebenszyklus analysiert werden (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 2019; Ruiz Durán et al., 2019). Im Forschungskolleg Verbund.NRW untersuchen Promovierende aus dem Bau- und Umweltingenieurwesen sowie der Verfahrenstechnik im Fachgebiet Recycling und Entsorgung gemeinsam mit Promovierenden der Wirtschaftswissenschaften und der Soziologie Fragestellungen, die verschiedene Herausforderungen der Wertschöpfungsstufen adressieren (Abb. 1).

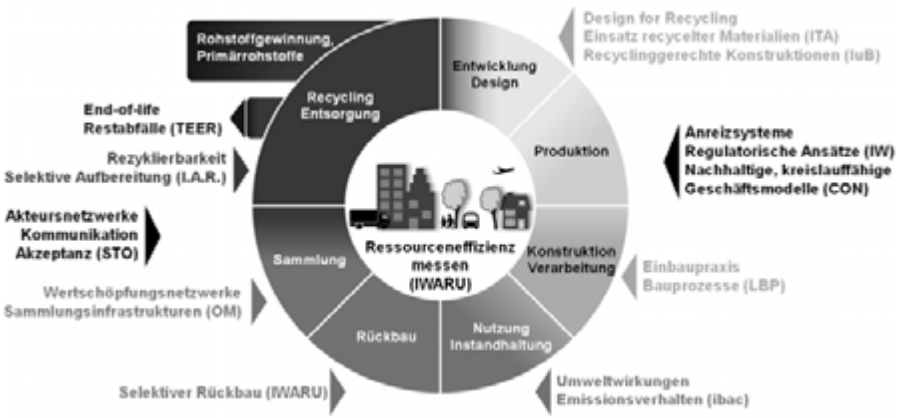


Abb. 1: Beteiligte Konsortialpartner und Forschungsthemen im Forschungskolleg Verbund.NRW: Lehrstuhl für Controlling (CON), Institut für Aufbereitung und Recycling (I.A.R.), Lehrstuhl für Baustoffkunde (ibac), Institut für Textiltechnik (ITA), Lehrstuhl für Operations Management (OM), Lehr- und Forschungsgebiet Internationale Wirtschaftsbeziehungen (IW), Lehrstuhl für Technik und Organisation (STO), Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER) an der RWTH Aachen University, Institut für Infrastruktur / Wasser / Ressourcen / Umwelt (IWARU), Institutsbereich für unterirdisches Bauen (IuB), Lehr- und Forschungsgebiet Baubetrieb/Projektmanagement (LBP) an der FH Münster.

2.1 Entwicklung, Produktion und Konstruktion

Die Etablierung einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft, die maßgeblich zur verbesserten Ressourceneffizienz beiträgt, ist entscheidend davon abhängig, dass bereits in der Entwicklungs- und Konstruktionsphase eine spätere Trenn- und Rezyklierbarkeit der Produkte berücksichtigt wird. Für den Einsatz rückbaufreundlicher Konstruktionen und insbesondere deren Baukonstruktionsdetails mit verbessertem Recyclingpotential wurden am Institut für unterirdisches Bauen (IuB) praxisrelevante Bewertungsmodelle und Planungstools entwickelt (Schiewerling, 2019).

Der Einsatz neuartiger Verbundkonstruktionen, wie z.B. Holz-Beton-Verbunddecken bringt neue Herausforderungen für den Bauprozess mit sich. Ergebnisse des Lehr- und Forschungsgebiets Baubetrieb/ Projektmanagement (LBP) zeigen, dass insbesondere das Thema Feuchtigkeit eine Rolle spielt, die sich qualitätsmindernd auf die Holzbestandteile der Konstruktionen auswirken kann. Hierbei muss mit Blick auf die Baulogistik einerseits die witterungsbedingte Feuchtigkeit und andererseits die Koordination trockener (Holzbau) und nasser (Betonbau) Bauweisen berücksichtigt werden (Halfmann, 2019).

2.2 Rückbau, Recycling und Entsorgung

In den meisten Fällen lassen sich die einzelnen Fraktionen von Verbundwerkstoffen nur schwer oder gar nicht voneinander separieren. Dies erschwert das Recycling am Lebensende enorm: Es ist mit herkömmlichen Recyclingverfahren unmöglich oder nur mit hohem Aufwand umsetzbar und mit hohen Kosten verbunden. So führt beispielsweise der Einsatz von Klebstoffen, Beschichtungen und Materialmischungen in WDVS dazu, dass die Materialien kaum trennbar sind (Heller & Simons, 2018). Der Einsatz von Verbundwerkstoffen kann zudem erhöhte Kontaminationen des Abbruchmaterials mit Störstoffen beim selektiven Rückbau verursachen. Die Störstoffe können bei der Sortierung nicht hinreichend entfernt werden, was sich wiederum negativ auf die Qualität der Recycling-Baustoffe auswirken kann (Müller, 2018).

2.2.1 Rückgewinnung von kunststoffhaltigen Verbundwerkstoffen

Am Institut für Aufbereitung und Recycling (I.A.R.) wurden gemeinsam mit dem Institut für Infrastruktur / Wasser / Ressourcen / Umwelt (IWARU) Verfahren zur selektiven Aufschlusszerkleinerung von WDVS mit expandiertem Polystyrol aus dem Rückbau getestet und optimiert. Ziel der Zerkleinerung war der Aufschluss der Verbundkonstruktion zur Freilegung der Werkstoffe. Dabei wurden verschiedene Beanspruchungen und Aufbereitungsschritte kombiniert (Heller & Simons, 2018). Parallel wurden neue Verwertungsstrategien und alternative Entsorgungskonzepte für die sehr heterogenen WDVS-Abfälle untersucht, da für diese bisher keine stofflichen Verwertungsverfahren etabliert sind (Heller et al., 2019).

2.2.2 Abfallaufkommen von CFK und Verwertungswege

CFK werden künftig branchenübergreifend eine relevante Abfallmasse darstellen, da ihr Einsatz in den letzten Jahrzehnten vor allem in der Automobil-, Luftfahrt- sowie Windenergieindustrie stark gestiegen ist (Sauer et al., 2018). Eine genaue Prognose der Quantität der anfallenden Abfallströme des Lehrstuhls für Operations Management (OM) und des Lehr- und Forschungsgebiets Technologie der Energierohstoffe (TEER) zeigt den Forschungsbedarf zur Entwicklung geeigneter Verwertungswege und zur Erhöhung des stofflichen Recyclings mit Wiedereinsatz der Fasern (Sommer et al., 2018; Sommer et al., 2019).

Für die stoffliche Verwertung und Rückgewinnung von CFK werden verschiedene mechanische, chemische und thermische Verfahren angewendet oder entwickelt. In der Herstellung von Vliesstoffen oder beim Einsatz von Füllmaterial existieren Recyclingmöglichkeiten für trockene (nicht in Matrix gebundene) Faserabfälle. Die Faserqualität rückgewonnener Fasern ist aufgrund von Faserverkürzung und Defekten auf der Faseroberfläche nicht mit der Qualität einer Primärfaser zu vergleichen. Der Erfolg der Rückgewinnung ist größtenteils abhängig vom Fasertyp und der Art der aufgebrachten Matrix (Limburg et al., 2019). Hierüber sind in den meisten Fällen aber keine Informationen auf Seite des Recyclings verfügbar. Zusätzlich ist die Akzeptanz der verarbeitenden Industrie für die Verwendung von Sekundärfasern eher gering. Demzufolge ist die stoffliche Verwertung mit Wiedereinsatz der Fasern nur begrenzt realisierbar, sodass ein Teil der energetischen Verwertung zugeführt werden muss. Ergebnisse von großtechnischen Versuchskampagnen zur energetischen Verwertung von CFK-End-of-Life Abfällen unter Leitung des TEER zeigten allerdings, dass die Bedingungen in Siedlungs- und Sonderabfallverbrennungsanlagen nicht ausreichen, um die Fasern zu oxidieren (Stockschläder et al., 2018), sodass weitere Untersuchungen zur CFK-Entsorgung in einem Zementdrehrohrofen sowie in einem Schmelzreduktionsofen zu Herstellung von Calciumcarbid durchgeführt wurden (Stockschläder, 2019).

2.2.3 Trenn- und Rezyklierbarkeit von Textilfasern in Textilbeton

Polymerbeschichtete Carbonfasern werden im Bauwesen beispielsweise in textilbewehrtem Beton (TRC, textile reinforced concrete) eingesetzt. Das Recycling dieser Mehrkomponentensysteme stellt jedoch eine bisher ungelöste Herausforderung dar. In einer Studie am Institut für Textiltechnik (ITA) wurde die Trenn- und Rezyklierbarkeit textiler Komponenten in TRC untersucht. Im Fokus der Untersuchungen standen die Faktoren, die einen hohen Einfluss auf die Separierbarkeit der Einzelkomponenten von TRC haben, wie z.B. die Beschichtung der Fasern oder der Einfluss des Zerkleinerungsverfahrens. Die Ergebnisse zeigten, dass der Erfolg der Rückgewinnung von Fasern aus Beton u.a. von deren Beschichtung abhängig ist, sich die mechanischen Eigenschaften der rückgewonnenen Fasern jedoch soweit verschlechtern, dass sie für die ursprüngliche Anwendung nicht mehr eingesetzt werden können. Dies erfordert die Entwicklung neuer Anwendungsalternativen, wie Baumaterialien, die verkürzte recycelte Carbonfasern enthalten (Kimm et al., 2018). Entstanden ist ein Leitfaden für die Recycling-gerechte Entwicklung von Textilbeton, welcher u.a. die Wahl des Fasermaterials, der Textilbeschichtung, der Betonrezeptur sowie des Zerkleinerungsverfahrens berücksichtigt.

2.3 Umweltwirkungen und Emissionsverhalten während der Nutzung

Ein nachhaltiger Einsatz von Baustoffen erfordert die Verträglichkeit gegenüber Mensch und Umwelt über den gesamten Lebenszyklus. Vor diesem Hintergrund wurde am Lehrstuhl für Baustoffkunde das Auslaugverhalten von beregneten Fassadenelementen aus Carbonbeton mittels eines eigens entwickelten Laborberegnungsstands untersucht (Weiler & Vollpracht, 2019).

2.4 Nachhaltige, kreislauffähige Geschäftsmodelle und Akzeptanz für ressourceneffiziente Verbundmaterialien

Bei bestimmten zirkulären Ansätzen, wie z.B. beim Einsatz von Recycling-Beton (RC-Beton), kann der Fall eintreten, dass etwas technisch bereits umgesetzt werden kann, jedoch von den Unternehmen nicht implementiert wird. Hier stellt sich die Frage, welche Gründe dafür vorliegen, wie nachhaltiges Wirtschaften in der Bauindustrie gefördert werden kann und was die Hemmnisse für den Einsatz oder die Akzeptanz nachhaltiger Baustoffe sind. Ausgangspunkt einer Studie des Lehr- und Forschungsgebiets Internationale Wirtschaftsbeziehungen (IW) und des Lehrstuhls für Controlling (CON) war die Beobachtung, dass RC-Beton in der Schweiz häufiger eingesetzt wird als in Deutschland. Die vergleichende Untersuchung der Bedeutung der Markstruktur beim Einsatz von RC-Beton ergab, dass in beiden Ländern umsatzstarke Unternehmen vorzufinden sind, die häufig die lokalen Märkte dominieren und theoretisch in der Lage sind, hohe Mengen Transportbeton in homogener Qualität zu liefern. Jedoch wurde deutlich, dass ein Unterschied beider Länder in der vertikalen Integration der Unternehmen, d.h. der Integration vor- oder nachgelagerter Fertigungsstufen in den Produktionsprozess festzustellen ist. Während in der Schweiz ein großer Anteil der Unternehmen weitere Tätigkeiten der vorgelagerten Wertschöpfungsstufe wie Rückbau und Recycling übernimmt, ist dies in Deutschland nur bei einzelnen Unternehmen der Fall (Dräger & Katerusha, 2019).

Der Lehrstuhl für Controlling (CON) beschäftigt sich mit dem Thema Nachhaltigkeitscontrolling neuer Wertschöpfungsarchitekturen. Untersucht wurde, wie ein Fertigteilbauunternehmen aus zwei verschiedenen Perspektiven - der organisatorischen Perspektive und der Produktperspektive - Effizienzverluste reduzieren und die Umweltbelastung der Produkte und der Produktion verringern kann. In einer weiteren Studie wurden nachhaltige Geschäftsmodelle aus der Bauwirtschaft analysiert.

Am Lehrstuhl für Technik- und Organisationssoziologie (STO) wurden Akteursnetzwerke in kreislaufgerechten Innovationsprozessen untersucht. Dazu wurde zunächst ein netzwerkbasiertes Innovationsmodell entwickelt, dessen Idee es ist, dass die Innovationsnutzung inklusive des End of Life von Materialien und die damit verbundenen Akteure Teil des Innovationsmodells sein müssen, um das Kreislaufkonzept integrieren zu können. Mithilfe des Modells und von Experteninterviews wurden Daten über Akteursnetzwerke innerhalb der Kreislaufwirtschaft in Innovationsprozessen gewonnen, die Aussagen darüber zulassen, wie die Innovationsakzeptanz bestimmter Akteure bzw. Netzwerke ausfällt und wie sich dieses Akzeptanzverhalten voraussichtlich auf die weitere Entwicklung der Innovation auswirkt. So können beispielsweise auch Gründe für die fehlende Akzeptanz der verarbeitenden Industrie für CFK Sekundärfasern identifiziert werden (2.2.2).

2.5 Ressourceneffizienz von Verbundkonstruktionen entlang des gesamten Lebenszyklus messen

Es ist notwendig, den Begriff Ressourceneffizienz über den gesamten Lebenszyklus zu definieren. Darum wurden in Workshops die Rahmenbegriffe Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz für den Baubereich gemeinsam mit allen Promovierenden erarbeitet (Meyer & Hansen-Ampah, 2019). Darauf aufbauend wurden am IWARU für die Entwicklung eines objektiven Messsystems, das verschiedene Verbundkonstruktionen vergleichen kann, zunächst die Faktoren ermittelt, die die Ressourceneffizienz beeinflussen (Meyer & Flamme, 2019).

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Bei einer kritischen Betrachtung von Verbundwerkstoffen wird zunehmend deutlich, dass diese potenziell negative Folgen für nachkommende Generationen verursachen können. Dies betrifft gebundene, nicht zu recyclende Materialien, ungeklärte Umweltwirkungen, eine fehlende Kommunikation der an den Wertschöpfungsketten beteiligten Akteuren untereinander, sowie mangelnde Anreize für die Einführung ressourceneffizienter Verbunde durch den Gesetzgeber. Die Thematik erfordert sowohl die interdisziplinäre Zusammenarbeit verschiedener wissenschaftlicher Fachgebiete als auch neue transdisziplinäre Forschungsansätze, die den Wissenstransfer zwischen Praxis und Wissenschaft fördern. Dementsprechend ist es notwendig, dass innovative Formate der Ausbildung umgesetzt und gefördert werden. Das vom Ministerium für Kultur und Wissenschaft des Landes NRW über vier Jahre geförderte Forschungskolleg konnte die interdisziplinäre Ausbildung der Promovierenden erfolgreich mit einem transdisziplinären Wissenstransfer verbinden. Lösungsansätze für die Erhöhung der Ressourceneffizienz der Verbundmaterialien konnten erfolgreich identifiziert werden und fanden bereits erste Anwendung in der Praxis.

LITERATUR

Destatis (2017). Umweltnutzung und Wirtschaft Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Teil 4: Rohstoffe, Wassereinsatz, Abwasser, Abfall, Umweltschutzmaßnahmen. *Statistisches Bundesamt (Destatis)*, 57.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hg.). (2019). Ressourceneffizienz: DBU-Fachinfo [Sonderheft]. *DBU-Fachinfo*(4), 8. Osnabrück. https://www.dbu.de/708ibook79607_37494_2486.html

Dräger, P. & Katerusha, D. (2019). Kreislauffähigkeit von RC-Beton - eine ökonomische Analyse von Marktstrukturen und Wertschöpfungsketten. In S. Flamme, K. Gellenbeck, V. S. Rotter, M. Kranert, M. Nelles & P. Quicker (Hg.), *16. Münsteraner Abfallwirtschaftstage: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft* (1. Aufl., Bd. 18, S. 165–175). IVD GmbH & Co. KG.

Halfmann, S. (2019). Besonderheiten bei der Ausführung von Holz-Beton-Verbunddecken. In S. Flamme, K. Gellenbeck, V. S. Rotter, M. Kranert, M. Nelles & P. Quicker (Hg.), *16. Münsteraner Abfallwirtschaftstage: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft* (1. Aufl., Bd. 18, S. 329–335). IVD GmbH & Co. KG.

Heller, N., Messow, E., Flamme, S. & Simons, M. (2019). Verwertungswege für EPS-haltige Wärmedämmverbundsysteme. In S. Flamme, K. Gellenbeck, V. S. Rotter, M. Kranert, M. Nelles & P. Quicker (Hg.), *16. Münsteraner Abfallwirtschaftstage: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft* (1. Aufl., S. 155–164). IVD GmbH & Co. KG.

Heller, N. & Simons, M. (2018). Aufbereitung und Verwertung: Entsorgung von Wärmedämmverbundsystemen mit EPS. *recovery, Recycling Technology Worldwide*. https://www.recovery-worldwide.com/de/artikel/entsorgung-von-waermedaemmverbundsystemen-mit-eps_3187734.html

Kimm, M., Gerstein, N., Schmitz, P., Simons, M. & Gries, T. (2018). On the separation and recycling behaviour of textile reinforced concrete: an experimental study. *Materials and Structures*, *51*(5), 765. https://doi.org/10.1617/s11527-018-1249-1

Limburg, M., Stockschläder, J. & Quicker, P. (2019). Thermal treatment of carbon fibre reinforced polymers (Part 1: Recycling). *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, *37*(1), 73–82. https://doi.org/10.1177/0734242X18820251

Meyer, F. & Flamme, S. (2019). Blick aufs Ganze. Die Bewertung der Ressourceneffizienz einer Baukonstruktion wird durch ihren gesamten Lebenszyklus beeinflusst. *ReSource*, *32*(1), 29–34.

Meyer, F. & Hansen-Ampah, A. (2019). Die Bedeutung von "Nachhaltigkeit" und "Ressourceneffizienz" für Verbund.NRW. In S. Flamme, K. Gellenbeck, V. S. Rotter, M. Kranert, M. Nelles & P. Quicker (Hg.), *16. Münsteraner Abfallwirtschaftstage: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft* (1. Aufl., S. 303–312). IVD GmbH & Co. KG.

Müller, A. (2018). *Baustoffrecycling*. Springer Fachmedien Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-22988-7

Ruiz Durán, C., Lemaitre, C. & Braune, A. (2019). Circular Economy: Kreisläufe schließen, heißt zukunftsfähig sein. *Report Januar 2019*. www.dgnb.de (Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen - DGNB e.V).

Sauer, M., Kühnel, M. & Witten, E. (November 2018). *Composites-Marktbericht 2018: Marktentwicklungen, Trends, Ausblicke und Herausforderungen*. https://www.carbon-composites.eu/media/3575/ger_cc-cf-marktbericht_2018.pdf

Schiewerling, M. (2019). Hindernisse und Lösungsansätze bei der Bewertung der Rezyklierfreundlichkeit von Anschlusskonstruktionen. In S. Flamme, K. Gellenbeck, V. S. Rotter, M. Kranert, M. Nelles & P. Quicker (Hg.), *16. Münsteraner Abfallwirtschaftstage: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft* (1. Aufl., Bd. 18, S. 323–328). IVD GmbH & Co. KG.

Sommer, V., Stockschläder, J., Walther, G. & Quicker, P. (2018). Abfälle aus Faser- verstärkten Kunststoffen: Massenprognose und stoffstrombasierte Potentialanalyse. In A. Bockreis, M. Faulstich, S. Flamme, M. Kranert, M. Mocker, M. Nelles, . . . V. S. Rotter (Hg.), *8. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft der Deutschen Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V.* (S. 89–93).

Sommer, V., Stockschläder, J., Walther, G. & Quicker, P. (2019). Abfälle aus faserverstärkten Kunststoffen und deren mögliche Verwertungswege. In S. Flamme, K. Gellenbeck, V. S. Rotter, M. Kranert, M. Nelles & P. Quicker (Hg.), *16. Münsteraner Abfallwirtschaftstage: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft* (1. Aufl., Bd. 18, S. 147–154). IVD GmbH & Co. KG.

Stockschläder, J. (28. November 2019). *Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von carbonfaserverstärkten Kunststoffen.* Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Institut für Aufbereitung und Recycling der RWTH Aachen, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. 32. AACHENER KOLLOQUIUM FÜR ABFALL-UND RESSOURCENWIRTSCHAFT, Aachen.

Stockschläder, J., Quicker, P., Thiel, C., Beckmann, M., Baumann, W., Wexler, M., Stapf, D., Koralewska, R., Baj, P. & Schindhelm, M. (2018). Behandlung von Carbonfaser-haltigen Abfällen in Hausmüllverbrennungsanlagen: Zwischenergebnisse eines UFOPLAN Vorhabens. *Müll und Abfall*, *50*(5), 220–227.

Weiler, L. & Vollpracht, A. (2019). Environmental Compatibility of Carbon Reinforced Concrete: Irrigated Construction Elements. *Key Engineering Materials*, *809*, 314–319. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.809.314

Recyclingpotentiale in der Bauindustrie

S. Schützenhofer
Interdisziplinäres Bauprozessmanagement, Integrale Bauplanung und Industriebau, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Knappheit von Ressourcen, Mangel an Abfalldeponien, Abhängigkeit von Importen, sowie zunehmende Urbanisierung, welche den Ressourcenverbrauch und die Entstehung von Abfall und den Stromverbrauch erhöht, sind aktuelle Herausforderungen in der gebauten Umwelt. Reduzierung des Ressourcenverbrauchs sollten daher ein vorrangiges Ziel für nachhaltige Gebäudeentwürfe sein. Auch wenn bis 2020 70 % der Baurestmassen entweder recycelt oder wiederverwendet werden müssen, wird der Ressourceneffizienz weniger Augenmerk in der Entwurfsphase von Gebäuden geschenkt, als der Energieeffizienz. Die Schwierigkeit besteht darin, schon in der Planungsphase die Performance eines Gebäudes am Lebenszyklusende abschätzen und bewerten zu können, was in der Regel 50 Jahre und mehr in der Zukunft liegt. Dies erfordert eine Szenarien-Bildung, welche die derzeitige Lage mit potentiellen Situationen in der Zukunft gegenüberstellt. In diesem Paper wird ein in Entwicklung stehendes End-of-Life Bewertungskonzept für Gebäude getestet, und die Ergebnisse diskutiert.

1 EINLEITUNG

Ressourcenverknappung, Mangel an Deponievolumen, Importabhängigkeit, sowie vorschreitender Urbanisierungsgrad, welcher diese Problematiken zunehmend verstärkt, sind derzeitige Problemstellungen, auf welche das Bauwesen einen immensen Einfluss hat. So ist der Bausektor beispielsweise für 60 % der weltweiten Rohstoffgewinnung (Bribian et al. 2011), sowie 40 % der verursachten CO_2-Emissionen verantwortlich (WGBC 2016). In Österreich entfiel der Anteil der Bau- und Abbruchabfälle auf etwa 17 % des Gesamtabfalls im Jahr 2015 (BMNT 2017) – etwa 40 % der gesamten Abfallmenge, wenn Aushubmaterialien nicht berücksichtigt werden – anzumerken ist hier, dass starke lokale Divergenzen zu verzeichnen sind. Die Schaffung von Materialkreisläufen, und Förderung der Wiederverwendung durch geeignete Maßnahmen, verbessern nicht nur die oben genannten Probleme der materiellen und räumlichen Knappheit, sondern sind auch im Sinne der Abfallhierarchie gemäß (E-PREU 2008) beziehungsweise der Nationalen Umsetzung (AWG 2002) anzustreben und sollte vor allem im urbanen Raum gefördert werden, wie (Brunner 2011) zeigt.
Es besteht jedoch meist keine Kenntnis über die genaue materielle Zusammensetzung. Zurzeit versucht man dies mit Hilfe von Schad- und Störstofferkundung vor dem Gebäuderückbau zu eruieren, mit welcher die Abfallströme grob abgeschätzt werden können. Da es jedoch den Abbruchunternehmen obliegt zu bewerten, ob ein Material so Rückgebaut/Abgebrochen werden kann, um dem Recycling zugeführt werden zu können, wird meist nur das notwendigste getan, um den gesetzlichen Rahmen einzuhalten. Wichtig ist daher eine Materialdokumentation (Markova & Rechberger), für welche sich Building Information Modelling (BIM) anbietet, und wie (Honic et al. 2019) gezeigt haben nicht nur die semi-automatische Dokumentation der Materialzusammensetzung ermöglicht, sondern auch eine Abschätzung des Abfallaufkommens und Recyclingraten erlauben. Ebenso ist eine Bewertung der End of Life Performance, mit welcher man sowohl die Materialeffizienz, als auch den Aufwand, welcher für einen

verwertungsorientierten Rückbau betrieben werden muss beurteilen kann, empfehlenswert. Das hier zur Anwendung kommende Bewertungskonzept weist die Kategorien:

- Rückbau,
- Trennung und
- Verwertung auf.

Es wurde an der TU Berlin im Zuge des Forschungsprojektes „Urban Mining - Leitfaden zur Vermeidung nicht recyclingfähiger Bauabfälle bei künftigen kommunalen Hochbauvorhaben“ (Fraunhofer 2020) entwickelt. Diese, oder eine ähnliche Bewertung dieser Gebäudeeigenschaften schon in der Planungsphase in Kombination mit einer Materialdokumentation erscheint als sehr hilfreich, die Materialbilanz des Bauwesens möglichst nachhaltig zu gestalten, und planbarer zu machen.
Hierfür bietet sich eine ähnliche Regulierung wie in (ASI 2014) an, bei der in Abhängigkeit der Masse, respektive Volumen unterschiedliche Anforderungen an den Abbruch gestellt werden. So kann eine verpflichtende Materialdokumentation ab einer gewissen Gebäudegröße vorgeschrieben werden. Im Zuge dieser Materialdokumentation, schon in der Planungsphase und Pflege der Daten während des Betriebs, kann eine integrierte Berechnung Umweltrelevanter, sowie Abbruch- Abfallwirtschaftlich- und Recyclingrelevante Größen wie Primärenergiebedarf, CO_2-Produktion , Ressourcenverbrauch, Abfallaufkommen, Recyclingraten etc. erfolgen.

2 VORGEHENSWEISE

Für das im Folgenden beschrieben Beurteilungskonzept für Bauteile, auf deren Performance am Ende der Nutzungsphase, bildet die Datengrundlage das im Zuge von (Fraunhofer 2020) entwickelte, jedoch im Laufe der Bearbeitung verworfene Bewertungskonzept, welches in (Vogdt 2017) vorgestellt wurde. Dies gilt insbesondere für die verwendeten Berechnungsformeln, Berechnungsfaktoren, sowie Beurteilungskriterien. Im Weiteren End-of-Life. Für die oben angeführten Kategorien *Rückbau, Trennung & Verwertung* werden auf Elementebene, in Abhängigkeit von Bauteileigenschaften Punkte von 0-8 errechnet. Die Punkte fließen dann in eine Benotung ähnlich von Schulnoten ein, wobei eine höhere Punkteanzahl ein besseres Ergebnis darstellt. Aufgrund unvollständiger Daten mussten einige Annahmen getroffen werden. Das ergänzte Bewertungskonzept wurde dann an einem digitalen Gebäudemodell angewendet, wobei unterschiedliche Bauweisen, sowie zwei Szenarien bei der Kategorie Verwertung betrachtet wurden.
Die Berechnungsergebnisse und Vorgehensweisen eine Gebäudebewertung zu erhalten wurden mit Experten diskutiert. Dies waren:

- CEO Umweltconsulting Unternehmen,
- Mitarbeiter MA22 - Wiener Umweltschutzabteilung und
- Mitarbeiterin IBO - Österreichisches Institut für Bauen und Ökologie.

2.1 End-of-Life Methodik

Das Rückbau- und Recyclingbewertungskonzept End-of-Life teilt den drei zuvor genannten, im Recyclingprozess relevanten Schritten, in Abhängigkeit unterschiedlicher Eigenschaften eine Punktebewertung zu. Es wurde entwickelt, um als Werkzeug schon während des Planungsprozesses eines Bauwerks zu dienen, um beurteilen zu können, wie Recyclingfreundlich die einzelnen Bauteile sind und als Indikator für eine möglichst geringe Masse an unverwertbaren Bauabfällen am Ende des Lebenszyklus zu dienen. Das System weist gewissen Bauteileigenschaften einen Faktor zu, welcher

in eine Berechnungsformel je Kategorie einfließt, wobei es Hauptfaktoren und zugehörige Nebenfaktoren gibt.

Für die Bewertung *Rückbau* werden beispielsweise folgende Bauteilinformationen benötigt:

- Art des Bauteils (zB.: Außenwand) HF,
- Ausführungsart (zB.: Massivbau mit Wärmedämmverbundsystem) NF,
- Orientierung (zB.: Vertikal) HF,
- Dicke der tragenden Schicht (zB.: d > 24cm) NF und
- Lage (zB.: H = 10-20m) NF.

$$R_b = \sum_{i=1}^{3} HF_{Art,i} \times NF_{Art,i} \tag{1}$$

Diese Kategorie setzt sich aus der Summe dreier Unterkategorien zusammen, wobei jeder Unterkategorie ein Haupt- und ein Nebenfaktor zugeordnet wird, welche durch Multiplikation die Bewertung der Unterkategorie ergibt.

Für die Kategorie *Trennung*:

- Schichtanzahl (zB.: 3) HF,
- Verbindungsart (Mechanisch durch Verbindungsmittel) HF,
- Verbindungsgrad (zB.: 8 Dübel / m²) NF und
- Anstrich (zB.: Nicht vorhanden) HF + NF.

$$T_r = HF_n \times \left(\sum_{i=1}^{j} \frac{HF_{Verbindung} \times NF_{Verbindung}}{n} + \sum_{i=1}^{j} HF_{Anstrich} \times NF_{Anstrich} \right) \tag{2}$$

Bei der sortenreinen Trennung der in einem Bauwerk verwendeten Baumaterialien spielen die Schichtanzahl des Bauteils, die Fügetechnik, sowie das vorhanden sein eines Anstrichs oder einer Beschichtung in die Bewertung eine Rolle. Die Anzahl der Schichten hat zwar keinen Einfluss darauf, ob Materialien unterschiedlicher Schichten trennbar sind, jedoch auf die Arbeit, welche für eine recyclingfreundliche, getrennte Sammlung aufgewandt werden muss, um diese im Weiteren überhaupt einer stofflichen Verwertung zuführen zu können.

Und für die Kategorie *Verwertung*:

- Verwertungsweg (zB.: Energetische Verwertung,Heizwert/PEI > 1) HF.

$$V_w = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} HF_{Baustoff} \tag{3}$$

Hier ist das einzig relevante Bewertungskriterium der Verwertungsweg rückgebauter Materialien, welcher für jede Bauteilschicht bestimmt werden muss. Abhängig davon, ob eine stoffliche Verwertung, eine thermische Verwertung oder Deponierung erfolgt, werden den Bauteilschichten Punkte zugewiesen. Der Mittelwert aller Schichtbewertungen ergibt die Bauteilbewertung. Es erfolgt eine Differenzierung zwischen Recycling und Downcycling, was als sonstige stoffliche Verwertung angesehen werden kann, und eine Deponierung, als letzte Maßnahme wird mit 0 Punkten bewertet.
Es findet also eine Bewertung der Verwertungswege gemäß Abfallhierarchie statt.

Die benutzten Abkürzungen stehen hierbei für:

- HF….Dieser Eigenschaft wird ein Hauptfaktor zugewiesen,
- NF….Dieser Eigenschaft wir ein NEbenfakor zugewiesen und
- PEI…Primärenergiebedarf.

Diese Faktoren fließen in die Formeln (1-3) ein. Aufgrund dieser den Bauteileigenschaften zugewiesenen Faktoren erfolgt die Berechnung für die Bewertungskategorien Rückbau, Trennung, und Verwertung. Die Bewertungsskala reicht von 0 bis 8 Punkte, wobei 8 die beste Bewertung darstellt. Je nach erreichter Punktezahl wird die Recyclingfreundlichkeit des Bauteils in den drei zuvor genannten Kategorien in schlecht (0 bis 2 Punkte), mittel (> 2 bis 4 Punkte), gut (> 4 bis 6 Punkte) und sehr gut (> 6 Punkte) eingeteilt. Die Bewertung findet jedoch nur auf Bauteilebene statt. Da eine Vergleichbarkeit jedoch eine Gebäudebewertung erfordert, wurden unterschiedliche Ansätze betrachten wie dies möglich ist, und verglichen. Da das Bewertungskonzept noch in der Validierungsphase stand, als der Use-Case durchgeführt wurde, lagen keine vollständigen Informationen bezüglich der Bewertungsfaktoren vor. Daher war es erforderlich aufgrund der bekannten Größen, das Konzept zu erweitern.

2.2 End-of-Life Annahmen

Die vorhandenen Daten waren für die Kategorie *Rückbau* auf vertikale Außenbauteile (Außenwand). Daher war es von Nöten weitere Faktoren anzunehmen um ein ganzes Bauwerk bewerten zu können. Daten waren ausschließlich für Vertikale Außenwände in Betonbauweise vorhanden. Sowohl vorgesetzte Fassade, WDVS, Skelettbauweise. Dies wurde auf Horizontale Bauteile wie Dach und Decken erweitert, sowie durch Holzbauweisen ergänzt. Für die Kategorien *Trennung* und *Verwertung* liegen die Daten in ausreichender Qualität vor.
Die Informationen bezüglich welche Verbindungsmittel/Verbindungsarten für die vorliegenden Konstruktionen üblich sind, wurden durch Gespräche mit Bauunternehmen und Angaben von Herstellern angesetzt, dies gilt insbesondere für die Verbindungsmittel der WDV-Fasse der Beton-Variante, und andererseits Verbindungsmittel der vorgehängten Fassade der Massivholz-Variante.
Es wurde davon ausgegangen, dass die vorhandenen Materialien keine Schadstoffe enthalten, und das Material in ausreichender Qualität - Störstofffrei - geborgen werden kann.

2.3 Use Case

Wie in Abb. 1 ersichtlich, wurde wie folgt vorgegangen: Bauteildaten, wie beispielsweise Material, Schichtstärken und Bezugsflächen wurden aus dem BIM-Modell ausgelesen, und in Excel zur weiteren Berechnung verarbeitet.

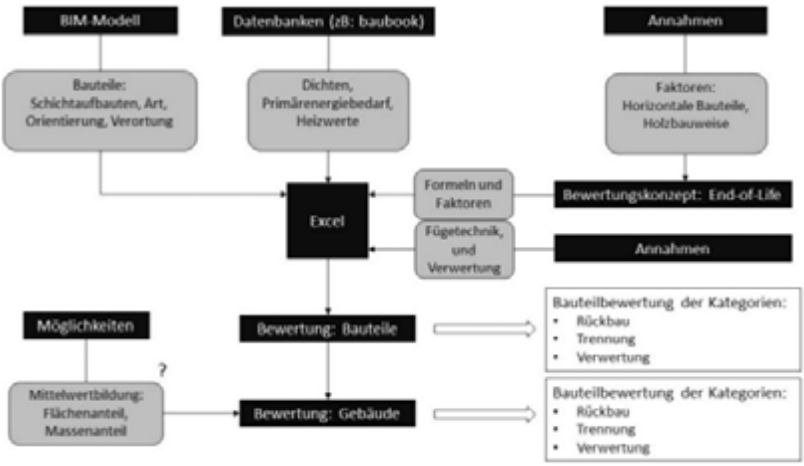


Abb. 1: Worflow.

Den Bauteilen und Bauteilschichten wurden dann die entsprechenden Berechnungsfaktoren zugewiesen und die Bewertung durchgeführt. Bei der Berechnung wurden einerseits zwei Varianten mit unterschiedlichen Bauweisen verglichen – eine konventionelle Betonbauweisen mit Vollwärmeschutz und eine Holzmassivbauweise mit vorgehängter Fassade –, und andererseits wurden bei der Kategorie Verwertung gängige Verwertungswege mit technisch möglich, materialeffizienteren Verwertungswegen verglichen. Da keine vollständigen Daten der Berechnungsfaktoren vorlagen, mussten einige selbstständige Annahmen getroffen werden.
Weiters ist beim Bewertungskonzept End-of-Life nur eine Berechnung auf Bauteilebene vorgesehen, daher wurden Überlegungen angestellt, wie dies auf Gebäudeebene gebracht werden kann.
Berechnet wurden alle Flächenbauteile, die dem Rohbau zuzuordnen sind mit zugehörigen Aufbauten zufolge Ausbau, mit Ausnahme des gesamten Kellergeschoßes. Die Bewertung findet lediglich auf Bauteilebene statt, die im weiteren betrachteten Bewertungen auf Gebäudeeben kommen wie folgt zustande:

- Mittelwertbildung, mit Wichtung nach Bauteilmasse,
- Mittelwertbildung, mit Wichtung nach Bauteilfläche und
- Mittelwert der Bauteilbewertungen.

Sowohl die Ergebnisse der Bauteilbewertungen, als auch die Möglichkeiten eine Gebäudebewertung zu erhalten wurden mit den oben genannten Experten erörtert, und werden im Folgenden diskutiert.

2.3.1 Vergleich unterschiedlicher Bauweisen und End-of-Life Szenarien

Wie schon erwähnt, wurden geometrische Größen, sowie Schichtaufbauten und Materialien von Bauteilen aus einem BIM-Modell ausgelesen. Die Bauteilaufbauten entsprechen leicht adaptierten Standard-Bauteilen in Holzmassivbauweise, wie sie auf (dataholz 2020) zu finden sind. Dabei handelt es sich um KLH (Kreuz-Lagen-Holz) Platten und Scheiben, einer vorgehängten Holzfassade und vorrangig mineralische Dämmstoffe (Mineralwolle). Als Vergleich wurden die Bauteilaufbauten mit in der Praxis üblichen Aufbauten substituiert – Ortbeton, oder Beton-Halbfertigteile, mit Vollwärmeschutz mit Hilfe von geklebt und gedübelten organischen Dämmstoffen (EPS) und Silikatputz. Weiters wurden in der Literatur für die einzelnen Materialien gängige und technisch mögliche, aber in der Praxis nicht angewendete Verwertungswege eruiert,

und sowohl für die Variante-Beton, als auch für die Variante-Holz in der Kategorie Verwertung zwei Szenarien gebildet:

- Übliche Materialflüsse: Trennung in die gesetzlich vorgeschriebenen Materialfrachten, mit anschließender, in der Praxis üblichen Verwertungs-/Aufbereitungs-/Beseitigungsprozess, und gegebenenfalls anschließendem Einsatz des Recyclingmaterials, und
- Optimierte Materialflüsse: Hier wurde eruiert, ob es technisch möglich ist, Materialien einen besseren Verwertungs- oder Aufbereitungsprozess zuzuführen, beziehungsweise Möglichkeiten Recyclingmaterial hochwertigeren Einsatzgebieten zuzuführen.

Exemplarisch seien hier zwei Beispiele genannt:
Recycelter Beton-Abbruch kann in der Produktion für neue Beton-Bauteile genutzt werden, auch wenn der Einsatz aufgrund der eingeschränkten mechanischen Eigenschaften begrenzt ist. Wie das Projekt (Plattenvereinigung 2020) zeigt, ist sogar die Widerverwendung von flächenförmigen Betonfertigteilen möglich. Durch die Entwicklung neuer Systeme, bietet dies ein Potential für die Zukunft. Ein erheblicher Teil dieser Recycling-Baustoffe (BMLFUW 2015) wird jedoch für Rekultivierung/Künettenverfüllung etc. (WKO 2017) eingesetzt.
Wärmedämmungen können in Zukunft deutlich besser performen. Für EPS, bzw Mineralwolle besteht derzeit Beseitigungs-, beziehungsweise ein Deponierungsgebot. Reste an Mineralwolle, welche im Erzeugungsprozess entsteht, wird schon in den Materialkreislauf rückgeführt. Dies ist auch für Mineralwolle aus Abbruchobjekten denkbar, wenn diese in ausreichend guter Qualität geborgen werden kann. Jedoch muss derzeit davon ausgegangen werden, dass die Fasern lungengängig sind. Ähnlich sieht dies bei EPS aus, welches jedoch häufig HBCD-haltig (Flammschutzmittel), und thermisch beseitigt werden muss (Dechantsreiter el al. 2017).

2.3.2 Ergebnisse - Bauteilebene

Bei Betrachtung der Bauteilbewertungen in Abb. 2 fällt auf, dass in der Kategorie Rückbau die beiden Varianten Holz und Beton etwa gleich performen. Mögliche Erklärungen dafür sind, dass die Gesamtgeometrie des Gebäudes nicht geändert wurde, und dass die nicht vorliegenden Faktoren für Holzbauwerke falsch angenommen sein können. Da Holz-Konstruktionen deutlich leichter sind, benötigt man für den Rückbau nicht so schweres Gerät, was den Rückbau eventuell kostengünstiger gestaltet.

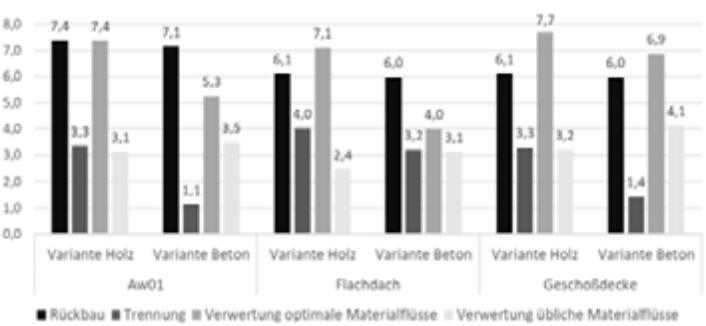


Abb. 2: Auszug der Ergebnisse auf Bauteilebene.

Den größten, prozentualen Unterschied gibt es bei Trennung was auf eine formschlüssige Fügetechnik bei der Variante Beton zurückzuführen ist, was schlechter zu bewer-

ten ist, als mechanische Verbindungen. So ist beispielsweise die gesamte Gipsspachtelung zu entfernen, bevor der darunterliegende Beton einer hochwertigen stofflichen Verwertung zugeführt werden kann. Bei der Kategorie Verwertung schneidet die, nach ökologischen Gesichtspunkten ausgelegte Holz-Variante deutlich besser ab, vorausgesetzt die Abbruchmaterialien werden hochwertigen, stofflichen Verwertungswegen zugeführt. Im Falle schlechter Verwertungswege, performen die beiden Varianten Holz und Beton in etwa gleich. Das Potential der Holz-Variante ist jedoch deutlich höher, was darauf zurück zu führen ist, dass Holz als schlechten Verwertungsweg Thermische Verwertung zugeordnet wurde, wohingegen Beton noch immer einer Stoffliche Verwertung unterliegt.

2.3.3 Ergebnisse - Gebäudeebene

Der Vergleich der drei zuvor genannten Methoden, um auf eine Gebäudebewertung zu gelangen zeigt, siehe Abb. 3, dass eine Mittelung nach Wichtung der Fläche, und Wichtung nach Masse ein etwa gleiches Ergebnis liefern. Der Vergleich dieser beiden Methoden, mit einfacher Mittelwertbildung der Ergebnisse aller Bauteile, weicht davon ab. Dies zeigt, dass das vorhanden sein von einzelnen schlecht bewerteten Bauteilen, im Umkehrschluss aber auch guten bewerteten Bauteile die Bewertung signifikant beeinflussen kann, unabhängig davon, in welchem Ausmaß dieses Bauteil vorliegt. Daher ist eine reine Mittelwertbildung, ohne Wichtung nach Masse oder Fläche nicht zu empfehlen. Dies trifft insbesondere auf die Kategorie Trennung und Verwertung zu.

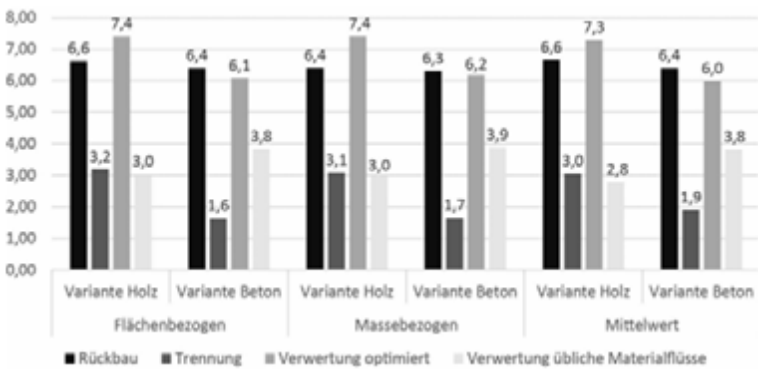


Abb. 3: Ergebnisse auf Gebäudeebene.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der Variante-Holz durch den Einsatz von überwiegend mechanischen Verbindungsmitteln, die unterschiedlichen Materialfrachten während des Rückbaus einfacher getrennt gesammelt werden können (Kategorie *Trennung*). Im Vergleich zur Variante-Beton ist bei der Holz-Variante ebenso ein größeres Verbesserungspotential in der Kategorie Verwertung vorhanden. Da bei Beton jedoch die Aufbereitung zu einem Recycling-Baustoff und nachfolgendem Einsatz zu Verfüllzwecken als materielle Verwertung gilt, was bei Betrachtung der anfallenden Aushubmaterialfrachten (BMNT 2017) als nicht zweckmäßig angesehen werden kann, sollte dies hinterfragt werden. Im Gegensatz dazu ist der gängige Verwertungsweg (hier Verwertung übliche Materialflüsse) von Holz die thermische Verwertung, welche schlechter zu bewerten ist. Die Expertengespräche haben gezeigt, dass die Ergebnisse durchaus plausibel sein können, und ein solches Instrument schon im Planungsprozess außerordentlich hilfreich wäre. Weiters bieten sich im gegebenen Fall die Methode der Mittelung über die verbaute Fläche bei den Kategorien *Rückbau* und

Trennung an, wo hingegen bei der Kategorie *Verwertung* eine Mittelung über die Massen als zweckmäßiger erscheint. Das vorliegende Verwertungsverfahren berücksichtigt jedoch einerseits nicht die Nutzungsdauer der unterschiedlichen Bauteilschichten, und andererseits fließt jede Bauteilschicht, unabhängig von der vorliegenden Schichtstärke und -masse zu gleichen Anteilen ein, was adaptiert werden sollte. Jedoch sollte eine solche Bewertung nicht eine Bauweise prinzipiell bevorzugen. Wenn man beispielsweise überall wo möglich Beton mit Holz substituiert, hätte dies signifikante Auswirkungen auf die bundesstaatliche Holzbilanz. Im Idealfall steht die Implementierung einer solchen (eventuell teils verpflichtenden) Gebäudebewertung – als Indikator für die in (BMNT 2017) gefordertes Recycling von Baumaterial, wenn dies technisch möglich, unter ökologischen Gesichtspunkten zweckmäßig ist und nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden ist – im Verbund mit anderen Maßnahmen, wie den verpflichtenden Einsatz von Recyclingbaustoffen in Öffentlichen Bauprojekten, der Schaffung eines Verwertungsnetzwerkes, ähnlich städtischen Abfallsystemen (wo dies räumlich Sinn macht), sowie Produzentenverantwortung um Bemühungen anzustellen, Materialeffizienz zu fördern, und weiteren.

LITERATUR

Austrian Standards Institute (ASI) (2014) ONORM B 3151 Rückbaumethode von Bauwerken als Standardabbruchmethode.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015) Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich - Recycling-Baustoffverordnung (Recycling-Baustoffverordnung – RBV). BGBI. II Nr. 181/2015.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2017) Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP).

Bribián, I.Z., Capilla, A.V., Usón, A.A. (2011) Life cycle assessment of Building materials: comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the co-efficiency improvement potential. Building and Environment 46 (5), 1133-1140.

Brunner, P.H. (2011) Urban Mining - A Contribution to Reindustrializing the City. Journal of Industrial Ecology 15, 339-341.

dataholz (2020) https://www.dataholz.eu/

Dechantsreiter, U., Mettke, A., Asmus, S., Schmidt, S., Horst, P., Knappe, F., Reinhardt, J., Theis, S., Lau, J.J. (2017) Instrumente zur Wiederverwendung von Bauteilen und hochwertigen Leitfaden zum richtigen Umgang mit Baurestmassen auf Baustellen - Baurestmassen Verwertung und Entsorgung. In: Wirtschaftskammer Österreich - Geschäftsstelle (2017).

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (EPREU) (2008) RICHTLINIE 2008/98/EG über Abfälle

Fraunhofer (2020) https://www.irb.fraunhofer.de/bauforschung/baufolit/projekt/Urban-Mining-Leitfaden-zur-Vermeidung-nicht-recyclingf%C3%A4higer-Bauabf%C3%A4lle-bei-k%C3%BCnftigen-kommunalen-Hochbauvorhaben/20160013/

Honic, M., Kovacic, I., Rechberger, H. (2019) Improving the recycling potential of buildings through Material Passports (MP): An Austrian case study. Cleaner Production 217, 787-797.

Markova, S., Rechberger, H. (2011) Entwicklung eines Konzepts zur Förderung der Kreislaufwirtschaft im Bauwesen, Forschungsbereich Technische Universität Wien (TU Wien) Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Fachbereich Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement

Österreichisches Parlament (2002) Gesamte Rechtsvorschrift für Abfallwirtschaftsgesetz (AWG). BGBI. I Nr. 102/2002

Plattenvereinigung (2020) http://www.plattenvereinigung.de/

Vogdt, F. U., (2017) „Urban Mining - Leitfaden zur Vermeidung nicht recyclingfähiger Bauabfälle bei künftigen kommunalen Hochbauvorhaben“. In: Messe München (2017) FORUM Zukunft Bau. Praxis Altbau – Von der Vision in die Praxis. Fachtagung, 20.01.2017, München.

Wirtschaftskammer Österreich, Geschäftsstelle Bau (WKO) (2017) Baurestmassen-Verwertung und Entsorgung - Leitfaden zum richtigen Umgang mit Baurestmassen auf Baustellen.

World Green Building Council (WGBC) (2016) Global Status Report.

Circularity by Design – Können temporäre Wohnformen nachhaltig gestaltet werden?

J. Zeilinger & M. Huber-Humer
Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In vielen Städten steigt die Nachfrage nach temporären Wohnformen, manchmal in unübersichtlichen Situationen, in denen die Dringlichkeit der zur-Verfügung-Stellung von Wohnraum im Vordergrund steht. Überlegungen zur Nachhaltigkeit sind bei temporären Wohnformen daher oft (noch) nicht vorrangiges Thema. Stattdessen ist bei temporären Unterkünften oft ein linearer Designansatz vorherrschend: Die Entwurfs- und Bauphase wird unter Zeitdruck eilig umgesetzt, gefolgt von einer vergleichsweise kurzen Betriebsphase. Sobald das Ende der temporären Nutzung erreicht ist, werden die Bauten abgerissen und enden als Baurestmassen. Hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit schneiden solche temporären „Einweg"-Häuser eher schlecht ab: Im Vergleich zu ihrer kurzen Lebensdauer sind die Materialkosten und der damit verbundene Energieaufwand bzw. die Emissionen hoch. In diesem Konferenzbeitrag wird vorgestellt, welche zirkulären Ansätze für temporäre Wohnformen zur Umsetzung kommen können und ob „Circularity by Design" ein möglicher Ausgangspunkt ist, um zu mehr Nachhaltigkeit bei temporären Wohnformen beizutragen. Zu diesem Zweck wurde eine Literaturrecherche durchgeführt und Fallstudien von temporären Wohnformen im urbanen Bereich gesammelt und analysiert. Es wurden verschiedene Ansätze entdeckt, die auf eine erhöhte Kreislauffähigkeit abzielen, wie z.B. die (teilweise) Wiederverwendung von temporären Wohneinrichtungen (entweder mit derselben oder einer anderen als der ursprünglich geplanten Funktion), die Aneignung und Sanierung bestehender permanenter, leerstehender Gebäude für temporäre Wohnzwecke oder Umnutzung von temporären Wohngebäuden für andere Zwecke. Solche Designüberlegungen, die auf eine verlängerte Nutzungsdauer und Gesamtlebensdauer von Baustrukturen abzielen, sind vielversprechende Ansätze für eine erhöhte Nachhaltigkeit im Bereich des temporären Wohnens.

1 EINLEITUNG

Die Umweltauswirkungen verschiedener Wirtschaftssektoren sind angesichts der drohenden Auswirkungen des Klimawandels in den Fokus gerückt. Die Baubranche gilt als ein Sektor mit besonders großen Auswirkungen: Nach Angaben der Europäischen Kommission ist der Bau und die Nutzung von Gebäuden in der EU für fast die Hälfte aller gewonnenen Materialien und des Energieverbrauchs, sowie für etwa ein Drittel des Wasserverbrauchs verantwortlich (European Commission 2014). Daher wurde der Bausektor im Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft als einer der vorrangigen Bereiche definiert (European Commission 2015).
In diesem Konferenzbeitrag steht temporäres Wohnen, und damit ein Teilbereich des Bausektors im Mittelpunkt. Darunter versteht man die Bereitstellung von Unterkünften für Menschen für einen bestimmten, zeitlich begrenzten Zeitraum an einem bestimmten Ort. Temporäre Wohnnutzungen stehen dabei zwischen einem „Davor" (also einem Triggerevent, wodurch temporäres Wohnen überhaupt erst notwendig wird) und „Danach" (beispielsweise Rückkehr zu permanenten Wohnformen).
Auch wenn temporäre Wohnformen nur einen kleinen Teilbereich der Baubranche umfassen, so ist doch ein Anstieg der Nachfrage im urbanen Bereich zu beobachten,

manchmal in komplexen und dringlichen Situationen (Perrucci et al. 2016). Dadurch nehmen auch zwangsläufig die damit verbundenen Umweltauswirkungen zu. Nachhaltigkeitsüberlegungen sind im Bereich des temporären Wohnens noch nicht alltäglich; daher sollen in diesem Paper Möglichkeiten für „Circularity by Design" untersucht werden. Eine zirkuläre Bauweise sollte als alternativer Ansatz zum derzeit gängigen linear gedachten Design („construct – use – demolish – repeat") betrachtet werden, da sie darauf abzielt, die Funktion und den Wert von Produkten, Komponenten und Materialien auf höchstmöglichem Niveau zu erhalten, um die Lebensdauer der Produkte zu verlängern und ihre Umweltauswirkungen zu verringern (European Environment Agency 2017) und somit zu einer höheren Nachhaltigkeit im temporären Wohnbereich beiträgt.

2 MATERIAL UND METHODEN

Temporäre Wohnformen gibt es in vielen Formen und Größen. Um ein tieferes Verständnis zu den verschiedenen Konzepten für dieses Thema zu gewinnen, wurde in einem ersten Schritt eine Literaturrecherche hinsichtlich temporärem Wohnen und der Kreislauffähigkeit im Gebäudesektor durchgeführt, um Ansätze für eine erhöhten Nachhaltigkeit im temporären Wohnbau zu beleuchten.
Des Weiteren wurden in einer Datenbank fallspezifische Informationen von unterschiedlichen temporären Wohnbeispielen gesammelt. Mit einem interdisziplinären Forschungsteam wurden mehr als 100 Case Studies für temporäre Wohnkonzepte im urbanen Raum untersucht: In der Datenbank wurden umfassende Informationen bezüglich Nutzer*innengruppen, Standort und Merkmalen der Wohneinheiten (zB. Grundriss und Raumaufteilung), Wasser-, Abwasser-, Abfallmanagement und Energiesysteme sowie Umsetzungszeitraum, Dauer des Bewohnens und Überlegungen hinsichtlich des Lebenszyklus oder Kreislauffähigkeit (beispielsweise hinsichtlich der erwarteten Gesamtlebensdauer, Reversibilität, Anpassungsfähigkeit, Wiederverwend-barkeit oder Recyclingfähigkeit) gesammelt.
Der Vergleich von Unterschieden und Gemeinsamkeiten verschiedener Typen von temporären Unterkünften ermöglichte es, gemeinsame Prinzipien zu erkennen und potenzielle Chancen und Herausforderungen in Bezug auf die Kreislauffähigkeit von temporären Wohnformen zu untersuchen. Diese Informationen aus den gesammelten Fallbeispielen wurden mit der Literatur verglichen und verallgemeinerte Ansätze herausgearbeitet, die zu mehr Nachhaltigkeit bei temporären Wohnformen beitragen könnten.

3 ERGEBNISSE

Temporäre Wohnformen werden in der Fachliteratur häufig im Kontext von Katastrophen und Konflikten behandelt, also wenn das Zuhause von Menschen zerstört wurde und rasch Notunterkünfte geschaffen werden müssen. In diesem Fall dient die provisorische, temporäre Unterbringung zur Deckung des dringenden Wohnraumbedarfs und zur Überbrückung der Zeit des Wiederaufbaus, also bis dauerhafte Wohnstrukturen neu geschaffen oder wiederhergestellt werden können (Abulnour 2014; Félix et al. 2013; Johnson 2007b; Monteiro et al. 2016).
Es gibt jedoch einige weitere Trigger, die temporäre Wohnformen nach sich ziehen können, wie beispielsweise lokale Bevölkerungsspitzen, für die akut nicht genügend permanente Wohnraumstrukturen zur Verfügung stehen. Auch zeitlich begrenzte Aufenthalte für Bildungs-, Ausbildungs- oder Arbeitszwecke (z.B. Studienaufenthalte, Saisonarbeit, „job relocation"), aber auch die persönliche Entscheidung von Einzelpersonen in temporären Wohneinrichtungen wohnen zu wollen, obwohl gleichzeitig auch eine ausreichende Anzahl von permanentem Wohnraum zur Verfügung steht,

können zu einem Anstieg beitragen (Tiny Foundation 2019). Im Rahmen dieses Papers werden urbane, temporäre Wohnkonzepte in einem weiteren Sinne betrachtet, der über Katastrophenfälle hinausgeht.

Wenn es um Nachhaltigkeitsfragen in Bezug auf temporäre Wohnformen geht, erscheint schon bei Betrachtung der Wortbedeutung *Nachhaltigkeit* – im Sinne von anhaltend oder fortwährend – nur schwer mit *temporärem Wohnen* – im Sinne von zeitlich begrenzt, vergänglich, ephemer – vereinbar zu sein. Auch Johnson (2007a) betont, dass temporäre Wohnunterkünfte als nicht nachhaltige Wohnform angesehen werden können, da große Investitionen und Aufwand in Wohneinheiten gesteckt werden müssen, die allerdings nur für eine begrenzte und oft sehr kurze Zeit genutzt werden. Jedoch müssen auch bei kurzer Nutzungsdauer eine Reihe an grundlegenden Wohnbedürfnissen erfüllt werden (darunter Schutz vor Witterungseinflüssen, Sicherheit, Würde, Gesundheit, usw. – vgl. Sphere Project (2018)). So wird beispielsweise vorausgesetzt, dass temporäre Unterkünfte statische und strukturelle Stabilität vorweisen und Wind und Wetter standhalten können. Die Wohneinheiten befinden sich nach ihrer kurzen Nutzungsphase oft noch in gutem Zustand, und große (monetäre und ressourcenbezogene) Investitionen machen temporäre Wohnformen im Verhältnis zu ihrer Lebensdauer sehr teuer (Johnson 2007b).

Johnson (2007a) schlägt daher vor, sich auf die "Dauerhaftigkeit von temporären Wohnformen" *(„permanence of temporary housing")* zu fokussieren, um ihre Nachhaltigkeit zu erhöhen. Dieser „Second-Life"-Ansatz für temporäre Wohnformen, kann unter Umständen einen dreifachen Vorteil mit sich bringen: Erstens in ökologischer Hinsicht durch Wiederverwendung und Recycling von temporären Wohneinheiten (oder Teilen davon) und auch durch eine sorgfältige Auswahl von geeigneten Flächen im urbanen Raum; zweitens in wirtschaftlicher Hinsicht, da durch eine längere Lebensdauer die im Vorfeld getätigten Investitionen besser ausgenützt werden; und drittens auch in sozialer Hinsicht durch die Einführung einer potenziellen kostengünstigen aber möglichst hochwertigen Wohnoption auf dem Wohnungsmarkt. Auch eine Diversifizierung der Nachbarschaft durch temporäre Strukturen wird als ein möglicher Vorteil in sozialer Hinsicht angeführt (Bertino et al. 2019; Tiny Foundation 2019).

Als Voraussetzung für mögliche „Second-Life"-Ansätze stehen aber Designfragen: „Circularity by Design" könnte hier einen Beitrag leisten und Schlüsselfaktoren wie Langlebigkeit, Reparierbarkeit, Recyclingfähigkeit, sowie Wartungsaufwand oder verschleißarme Wiederaufbereitung und Sanierung bestimmen (Circle Economy et al. 2018; European Environment Agency 2017; Webster 2015). Auch der Anteil an erneuerbaren und Recycling-Baumaterialien wird in der Designphase entschieden.

Die Berücksichtigung der Bedürfnisse und Anforderungen verschiedener Nutzer*innen ist ein weiterer Schwerpunkt bei Entwicklung und Design von nachhaltigen temporären Wohnmodellen. Daher sollten temporäre Wohnkonzepte Aneignungen und Änderungen in ihrer Konfiguration ermöglichen, um sie entweder an die veränderten Bedürfnisse der aktuellen Nutzer*innen oder an die unterschiedlichen neuen Bedürfnisse der nächsten Nutzer*innen anzupassen (Félix et al. 2013).

Bei der Sammlung von Fallbeispielen in einer Datenbank wurden auch Informationen hinsichtlich Umsetzungszeitraum, Dauer des Bewohnens und etwaige Überlegungen hinsichtlich ihres Lebenszyklus oder Kreislauffähigkeit dokumentiert. Zugrundeliegend war dabei die Frage, welche Strategien oder Pläne für die Zeit nach der temporären Nutzungsphase vorherrschten. In der Mehrheit der untersuchten Fallstudien gab es keine expliziten Hinweise darauf, dass in der Design- und Planungsphase das „Danach" mitgedacht und mitberücksichtigt wurde. In einigen waren allerdings Pläne oder Absichtserklärungen hinsichtlich „Second-Life"-Ansätzen erkennbar. An dieser Stelle sei aber erwähnt, dass sich einige der Fallbeispiele bisher in der ersten Nutzungsphase befinden und daher noch keine Informationen darüber verfügbar ist,

wie sie nach der temporären Phase gehandhabt werden. Bei wiederum anderen Fallbeispielen waren die Kreislauffähigkeit bzw. „Second-Life“- oder Nachnutzungsansätze grundlegend in das Design dieser temporären Wohnformen verwoben.
Basierend auf den Erkenntnissen aus diesen Fallbeispielen und ergänzt durch Literaturrecherchen sollen im Folgenden einige Strategien für „Second-Life“-Ansätze bzw. Dauerhaftigkeit von temporären Wohnformen vorgestellt werden (siehe Abb. 1).

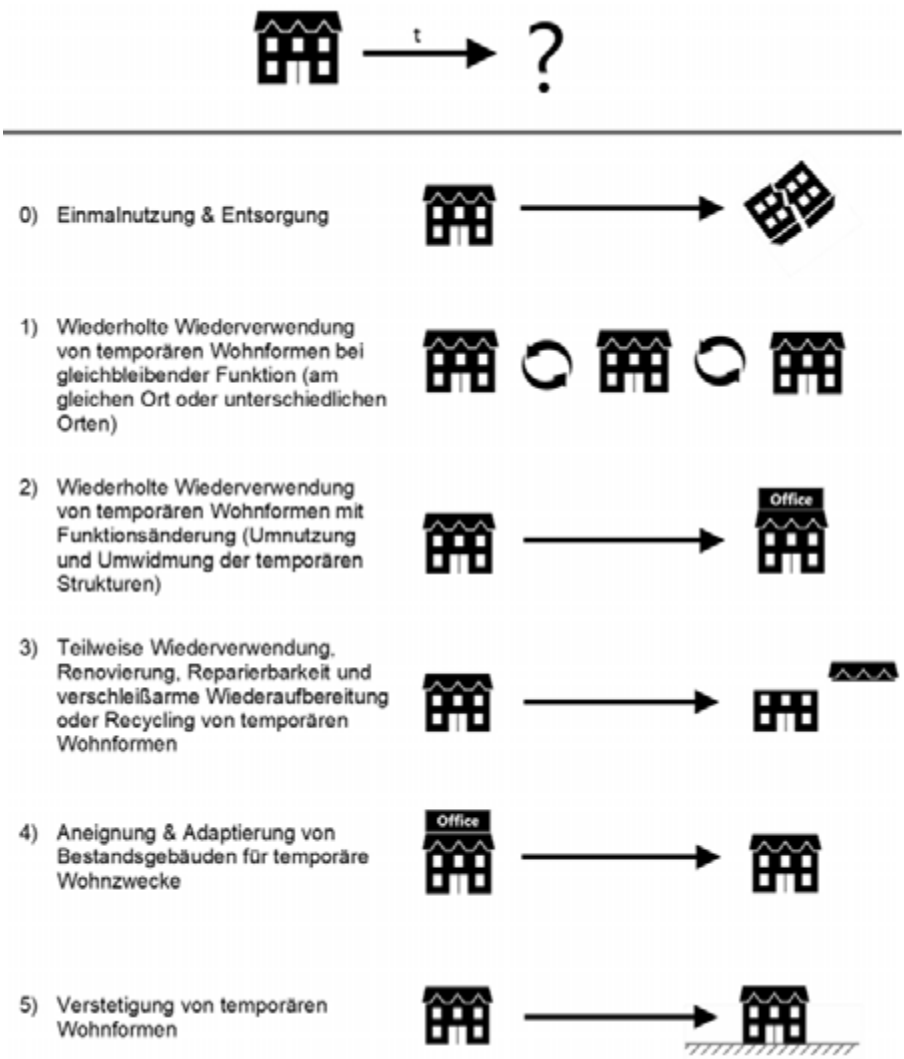


Abb. 1: Temporäre Wohnformen - Strategien für „Second-Life“-Ansätze bzw. Dauerhaftigkeit (Eigene Darstellung basierend auf Designs von Freepik via Flaticon).

3.1 Wiederholte Wiederverwendung von temporären Wohnformen bei gleichbleibender Funktion

Designüberlegungen zielen darauf ab, wiederholte aufeinanderfolgende Anwendungen als temporäre Wohneinrichtungen zu ermöglichen. Hier wird beispielsweise eine temporäre Notunterkunft an Ort und Stelle errichtet (oder vorgefertigt angeliefert), wenn der Bedarf hoch ist. Sobald kein Bedarf nach temporären Unterkünften mehr besteht, werden die temporären Strukturen vor Ort sorgfältig wieder abgebaut (entweder als ganze Einheit oder in ihre Bestandteile zerlegt) und in ein Zwischenlager transportiert. Im Falle eines neuerlichen Anlassfalls für temporäre Unterbringung können eben jene eingelagerten Bauteile rasch wieder zum Ort des Geschehens transportiert und wieder zusammengebaut werden. Anstatt nach jedem Einsatz entsorgt und bei Neubedarf neu angeschafft zu werden, kann auf diese Weise die Lebensdauer der temporären Wohnunterkünfte verlängert werden (Arslan & Cosgun 2008; Johnson 2007c). Bei der Konstruktion solcher Wohnbauten müssen die Transportfähigkeit (z.B. maximale Breite der Bauteile, um den Transport per Lastwagen zu ermöglichen) und die platzsparende Lagerung sowie die zusätzlichen Kosten für Lagerung und Wartung berücksichtigt werden.

3.2 Wiederverwendung von temporären Wohnformen mit Funktionsänderung

Die Nachfrage nach temporären Wohneinrichtungen steigt manchmal sehr schnell an, besonders in komplexen und dringlichen Situationen. Es kann daher mitunter notwendig sein, so schnell wie möglich für zusätzlichen Wohnraum zu sorgen, auf Kosten von anderen Aspekten, die erstmal hintangestellt werden. Wenn das Triggerereignis für die dringende temporäre Unterbringung vorbei ist, aber keine Möglichkeit zur Lagerung besteht, gibt es dennoch andere Optionen, den Überschuss an temporären Wohnstrukturen zu verwalten, anstatt sie abzureißen und zu entsorgen. Arslan & Cosgun (2008) führen einige Beispiele für temporäre Unterkünfte an, die mit einer anderen Funktion als „Wohnen“ weiterverwendet wurden: Einige provisorische Unterkünfte, die nach den Erdbeben von Düzce genutzt wurden, wurden als Schlafsäle, Büros und Speisesäle für Baustellen oder Jugendcamps wiederverwendet. Somit kann auch durch die Umnutzung von temporären Unterkünften für andere Funktionen die Lebensdauer der Baustruktur verlängert werden. Johnson (2007c) verweist in diesem Zusammenhang auch auf die Möglichkeit zumindest einen kleinen Teil der Investitionskosten wieder zurückzubekommen.

3.3 Teilweise Wiederverwendung, Renovierung, Reparierbarkeit und verschleißarme Wiederaufbereitung von temporären Wohnformen

Temporäre Wohneinrichtungen werden oft vorgefertigt und nicht vor Ort errichtet. Sie können daher in modularer Weise entworfen und aufgebaut werden. Ein Vorteil des modularen Aufbaus ist die Möglichkeit, gezielt "Verschleißteile" zu ersetzen, anstatt die Baustruktur als Ganzes zu entsorgen. Darüber hinaus ermöglicht ein intelligentes modulares Design Anpassungen im Layout bzw. Grundriss und die Rekombination von Modulen der temporären Wohneinrichtung und kann daher unterschiedliche Nutzer*innen-bedürfnisse berücksichtigen und Flexibilität und Aneignung ermöglichen (Arslan & Cosgun 2008; Bertino et al. 2019).

3.4 Aneignung von Bestandsgebäuden für temporäre Wohnzwecke

Viele Städte müssen mit der Herausforderung umgehen, einerseits mit hohen Leerstandsraten im Stadtgefüge konfrontiert zu sein, andererseits anhaltend hohe Flächeninanspruchnahmen für Neubauten aufzuweisen (Stadtentwicklung Wien 2013). Die Notwendigkeit, Bautätigkeiten auf Grün- und Freiflächen einzuschränken, könnte

ein Umdenken bei der Errichtung von temporären Wohnformen begünstigen: Anstatt temporäre Wohnanlagen im Neubau zu errichten, könnten bereits bestehende leerstehende Gebäude und Wohnungen für die Unterbringung von Menschen, die eine temporäre Unterkunft benötigen, angeeignet werden. Dadurch werden deutlich weniger Ressourcen für die Errichtung verwendet, und bestehende Gebäude werden besser ausgenutzt und gewartet. Eine adaptive Wiederverwendung erfordert häufig Änderungen und Renovierungen des bestehenden Gebäudebestands, um für Wohnzwecke geeignet zu sein (z.B. Einbau von zusätzlichen Sanitäranlagen und Küchen). Die Reaktivierung leerstehender Gebäude kann mitunter auch positive Auswirkungen auf die Nachbarschaft haben, da bewohnte Gebäude oftmals weniger trostlos wirken als leerstehende Gebäude. Dies kann sich in weiterer Folge auf die Gesamtqualität des Viertels auswirken (Cutrona et al. 2006; Bertino et al. 2019).

3.5 Verstetigung von temporären Wohnformen

Der Einsatz von temporären Wohnformen ist in der Regel für eine begrenzte kurzfristige Nutzungsdauer geplant, da das Ziel darin besteht rasch (wieder) permanente Wohnmöglichkeiten für Bewohner*innen zur Verfügung zu stellen, die akut in temporären Wohnbauten untergebracht werden. Es kommt jedoch immer wieder vor, dass sich eine Unterbringung, die ursprünglich nur vorübergehend gedacht war, verstetigt (Johnson, 2007a). Dies bezieht sich auf die Tatsache, dass temporäre Wohnformen manchmal für eine deutlich längere Zeit als ursprünglich geplant oder beabsichtigt war, benötigt oder benutzt werden und daher praktisch dauerhaft angeeignet werden. Dies kann zwar aus Ressourcensicht mitunter vorteilhaft sein, da ja die Lebensdauer der Einrichtungen verlängert wird, jedoch ist diese Situation oft mit Schwierigkeiten und (sozialen) Konflikten behaftet, da die Annahmen und Strategien für den Bau und den Betrieb von diesen temporären Wohnformen grundlegend anders sein können als die Planung für dauerhafte Unterbringungseinrichtungen, beispielsweise hinsichtlich der mit den Grundeigentümer*innen ausgehandelten Nutzungsbedingungen für die Benutzung der zur Verfügung gestellten Flächen (Johnson 2007c; Bertino et al. 2019).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Perrucci et al. (2016) beschreiben nachhaltige temporäre Wohnformen als Einrichtungen, die sicher sind und ihren Bewohner*innen Schutz vor den Elementen bieten und gleichzeitig kostengünstig, sozial nachhaltig (indem sie die Bedürfnisse der Bewohner*innen berücksichtigen) und ökologisch nachhaltig sind (im Hinblick auf die Energieeffizienz, Ressourcenverbrauch und die Verwendung lokaler erneuerbarer oder recycelter Materialien).

Dieser Konferenzbeitrag setzt sich mit der Frage auseinander, inwiefern „Circularity by Design“ ein Ansatzpunkt sein kann, um zu mehr Nachhaltigkeit im temporären Wohnbau beizutragen. Die Ergebnisse dieser Studie haben gezeigt, dass es verschiedene Strategien und „Second-Life“-Ansätze gibt, um die Lebensdauer von temporären Wohnformen zu verlängern. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass temporäre Unterkünfte so konzipiert sein sollten, dass sie entweder als Ganzes oder in Teilen (z.B. im Hinblick auf modulare temporäre Gebäude) wiederverwendbar sind, beispielsweise in ihrer ursprünglichen Funktion als temporäre Wohneinrichtung an einem anderen Ort oder zu einem späteren Zeitpunkt; oder für eine andere (vielleicht sogar dauerhafte) Anwendung (z.B. als Gemeindezentrum) umgenutzt werden können.

Des Weiteren gibt es auch die Möglichkeit, die Gesamtlebensdauer von Materialien, die in temporären Wohneinrichtungen verwendet werden, zu verlängern, indem Wie-

derverwendung, Sanierung, Adaptierung von Leerständen, usw. angestrebt wird. Entscheidend für alle diese Strategieansätze ist aber, dass die Entscheidungen über mögliche Nach- und Wiederverwendungen bereits in der Entwurfs- und Planungsphase getroffen werden müssen. Auch das zukünftige Recycling-Potential einer temporären Wohnform und die leichte Zerlegbarkeit in diverse Wertstoffe oder Bauteile müssen frühzeitig berücksichtigt werden.
Die ökologische Nachhaltigkeit ist jedoch nicht nur vom Materialeinsatz abhängig. Ressourcenmanagement muss in einem weiteren Sinne berücksichtigt werden, z.B. in Bezug auf Energie- und Wassernutzung. Hinsichtlich der Wasser- und Energieversorgung besteht die Möglichkeit von On-site-Lösungen (Nutzung von lokalen Energiequellen, z.B. Solarthermie bzw. Kaskadennutzung von Wasser oder Komposttoiletten; Circle Economy et al. 2018). Diese Optionen müssen standortbezogen abgewogen und ausgewählt werden. Di genannten Aspekte standen jedoch nicht im Fokus dieses Beitrags und könnten in weiteren Forschungsarbeiten aufgegriffen werden.
Es ist auch anzumerken, dass in der Mehrzahl der Fallstudien, die die Basis für dieses Paper bilden, keine oder nur marginale Ansätze hinsichtlich Kreislauffähigkeit, „Second-Life“-Bestrebungen oder einer verlängerten Lebensdauer erkennbar waren. Somit erscheint die Schlussfolgerung, dass „Circularity by Design“ noch nicht "mainstream" im temporären Wohnbereich ist, zulässig.
Daher muss die Forschung in Bezug auf Design, Material- und Ressourcennutzung fortgesetzt werden, um Best-Practice-Beispiele für nachhaltige(re) temporäre Wohnformen zu entwickeln und das Verständnis zu stärken, dass Kreislauffähigkeit und temporäre Wohnformen einander ergänzen können. Temporäres Wohnen kann zudem auch als eine Ergänzung zur Vielfalt der städtischen Wohnmöglichkeiten gesehen werden, indem Restflächen und städtische Nischen genutzt und soziale und gesellschaftliche Aspekte berücksichtigt werden, wie z.B. die Auswirkungen von temporären Wohneinrichtungen auf ihre Nachbarschaft und umgekehrt (Le-Mentzel 2015).
Da dies weit über ressourcen- und abfallwirtschaftliche Fragestellungen hinausgeht, sind interdisziplinäre Modellierungs- und Forschungsansätze für ein gründliches Verständnis der Potenziale des nachhaltigen temporären Wohnens in urbanen Bereichen unerlässlich.

5 DANKSAGUNG

Diese Forschung wurde im Rahmen des vom WWTF geförderten Projekts ESR17-10 "Urban pop-up housing environments and their potential as local innovation systems" durchgeführt, in Zusammenarbeit mit Projektpartnern an der BOKU (ABF, SIG, ILAP, IRUB, IVET), dem Institut für Technikfolgenabschätzung (Österreichische Akademie der Wissenschaften) und alchemia-nova (Institut für innovative Phytochemie & Kreislaufwirtschaft).

LITERATUR

Abulnour, A.H., 2014. The post-disaster temporary dwelling: Fundamentals of provision, design and construction. HBRC Journal 10, 10–24. http://dx.doi.org/10.1016/j.hbrcj.2013.06.001

Arslan, H., Cosgun, N., 2008. Reuse and recycle potentials of the temporary houses after occupancy: Example of Duzce, Turkey. Building and Environment 43, 702–709. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2007.01.051

Bertino, G., Fischer, T., Puhr, G., Langergraber, G., Österreicher, D., 2019. Framework Conditions and Strategies for Pop-Up Environments in Urban Planning. Sustainability 11, 7204. https://doi.org/10.3390/su11247204

Circle Economy, DGBC, Metabolic, SGC Search, 2018. A framework for circular buildings - Indicators for possible inclusion in BREEAM.
Cutrona, C.E., Wallace, G., Wesner, K.A., 2006. Neighborhood Characteristics and Depression: An Examination of Stress Processes. Current Directions in Psychological Science 15(4):188-192. https://doi.org/10.1111/j.1467-8721.2006.00433.x
European Commission, 2014. Resource efficiency opportunities in the building sector, COM (2014) 445 final.
European Commission, 2015. Den Kreislauf schließen - Ein Aktionsplan der EU für die Kreislauf-wirtschaft, COM (2015) 614 final.
European Environment Agency, 2017. Circular by design: Products in the circular economy.
Félix, D., Branco, J.M., Feio, A., 2013. Temporary housing after disasters: A state of the art survey. Habitat International 40, 136–141. https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2013.03.006
Johnson, C., 2007a. Strategies for the Reuse of Temporary Housing. Presented at the Urban_Trans_Formation Conference, Shanghai, China.
Johnson, C., 2007b. Strategic planning for post-disaster temporary housing. Disasters 31, 435–458.
Johnson, C., 2007c. Impacts of prefabricated temporary housing after disasters: 1999 earthquakes in Turkey. Habitat International 31, 36-52.
Le-Mentzel, V.B., 2015. Wir brauchen weniger »Mehr«. Ein Plädoyer für Freiräume und Experimente in der Stadt, in: Walter, F. (Ed.), Die Stadt. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttin-gen, pp. 98–106. https://doi.org/10.13109/9783666800115.98
Monteiro, D.V., Félix, D., Feio, A., 2016. The Role of Reversible Solutions for Post-Disaster Temporary Housing. Presented at the Sustainable Housing Conference, Porto.
Perrucci, D.V., Vazquez, B.A., Aktas, C.B., 2016. Sustainable Temporary Housing: Global Trends and Outlook. Procedia Engineering 145, 327–332. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.04.082
Sphere Project (Ed.), 2018. The sphere handbook: humanitarian charter and minimum standards in humanitarian response, Fourth edition. ed. Sphere Association, Geneva, Switzerland.
Stadtentwicklung Wien, 2013. Perspektive Leerstand - Zum Themengebiet Leerstandsnutzung und deren Management anhand einer Good-practice-Analyse (Teil 3 im Auftrag der MA 18, Werkstattbericht Stadtentwicklung No. 139). Magistratsabteilung 18 - Stadt-entwicklung und Stadtplanung, Wien.
Tiny Foundation, 2019. Tiny Foundation Agentur für soziale Nachbarschaft [WWW Document]. Tiny Foundation. URL http://tinyfoundation.strikingly.com/ (accessed 7.1.19).
Webster, K., 2015. The Circular Economy - A Wealth of Flows. Ellen MacArthur Publishing.

Anlagensicherheit von Biogas-/Anearobanlagen mit beispielhafter MSR/PLT

G. Rettenberger
Hochschule Trier, Trier, Deutschland

R. Schneider
Ingenieurgruppe RUK GmbH, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: In einer Studie für das Umweltbundesamt in Dessau wurden von der Ingenieurgruppe RUK GmbH Muster von Verfahrensfließschemata und Rohrleitungs- und Instrumentenfließschemata (R- und I-Fließschemata) für Biogaserzeugungsanlagen getrennt nach Anlagen für besondere Einsatzstoffe nach Technische Regel für Anlagensicherheit (TRAS) 120 (im Folgenden als Typ B bezeichnet) und den anderen der TRAS 120 unterliegenden Anlagen (im Folgenden als Typ A bezeichnet) erstellt. Hierzu sei auf die Literatur verwiesen.

1 EINLEITUNG

Ziel war die Ausarbeitung von Mustern für Verfahrensfließschemata sowie Rohrleitungs- und Instrumentenfließschemata (R- und I-Fließschemata) für Biogaserzeugungsanlagen mit Darstellung der Messstellen einschließlich Steuerungs- und Regelungsaufgaben mit Bedeutung für die Sicherheit. Diese Muster sollen als Vorlage zur Ergänzung um betrieblich zusätzlich erforderliche Anlagenteile, Messstellen, Steuerungs- und Regelungsaufgaben dienen. Mit der Nutzung der Muster soll die Umsetzung der Technischen Regel für Anlagensicherheit „Sicherheitstechnische Anforderungen an Biogasanlagen“ (TRAS 120) erleichtert werden.

Die Darstellung der Muster erfolgt getrennt zu Anlagen für besondere Einsatzstoffe nach TRAS 120 (im Folgenden als Typ B bezeichnet) und den anderen der TRAS 120 unterliegenden Anlagen (im Folgenden als Typ A bezeichnet). Beispielhaft sind jeweils Biogasanlagen mit Aufbereitung des Rohbiogases und Verwertung in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) dargestellt.

Der Bericht an das Umweltbundesamt beinhaltet die folgenden Bestandteile:

- Tabelle 1 mit den allgemein und bei Anlagen für besondere Einsatzstoffe gemäß TRAS 120 zu berücksichtigenden Anlagenteile.
- Tabellen 2 und 3 mit bei Anlagen für besondere Einsatzstoffe nach TRAS 120 und bei den anderen der TRAS 120 unterliegenden Anlagen zu berücksichtigenden Mess-, Steuer- und Regelungs- bzw. prozessleittechnischen Einrichtungen (MSR- / PLT-Einrichtungen) mit Bedeutung für die Sicherheit gemäß den Vorgaben der TRAS 120, ergänzt um Vorgaben aus der DGUV 113-001.
- Erstellung von Verfahrensschemata und Rohrleitungs- und Instrumenten-Fließschemata (R- und I-Fließschemata), in denen die sicherheitsbedeutsamen MSR- / PLT-Einrichtungen dargestellt werden. Erstellung der Schemata in einem Dateiformat, welches von Anlagenplanern weiterverwendet werden kann. Die Schemata müssen hierzu anlagenspezifisch um die für den Anlagenbetrieb

erforderlichen Anlagenteile sowie für den Anlagenbetrieb erforderliche MSR- / PLT-Einrichtungen ergänzt werden.
- Die Muster sollen grundsätzlich für Anlagen gelten, die Betriebsbereich oder Teil eines Betriebsbereiches sind, d. h. gemäß § 3 Störfall-Verordnung dem Stand der Sicherheitstechnik entsprechen müssen.

Die Muster enthalten nur die Mess-, Steuer- und Regelungs- bzw. prozessleittechnischen Einrichtungen (MSR- / PLT-Einrichtungen) mit Bedeutung für die Sicherheit, welche sich aus den Vorgaben der TRAS 120 ergeben. Bei darüberhinausgehenden Forderungen, z. B. aus der Regel 113-001 der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (DGUV), werden diese ergänzend aufgeführt. Die Muster werden in bearbeitbarer Form dem Leser zur Verfügung gestellt und müssen im Fall einer Anwendung durch anlagenspezifische MSR- / PLT-Einrichtungen ergänzt werden.

2 ZIELSETZUNG UND UMFANG

Wesentlicher Bestandteil der Ausarbeitung sind Muster für Verfahrensfließschemata und Rohrleitungs- und Instrumentenfließschemata (R- und I-Fließschemata) für Biogaserzeugungsanlagen mit Darstellung jeweils nur von Messstellen und Steuerungsaufgaben mit Bedeutung für die Sicherheit. Die Muster sollen dem Leser bereitstehen, um die Umsetzung der Anforderungen der Technischen Regel für Anlagensicherheit (TRAS) 120 zu erleichtern. Zur anlagenspezifischen Nutzung ist die Vorlage um betrieblich zusätzlich erforderliche Anlagenteile, Messstellen und Steuerungsaufgaben zu ergänzen und das Ergebnis zusätzlich zu überprüfen.

Eine Einteilung der Mess-, Steuer-, und Regel-Einrichtungen bzw. Prozessleittechnik (MSR- / PLT-Einrichtungen) erfolgt bei den erarbeiteten Mustern nach potenziellem Schadensausmaß. Eine Einstufung in SIL-Klassen (Sicherheitsintegritätslevel-Klassen) erfolgt nicht. Bei den Schutzeinrichtungen ist in der TRAS 120 darauf verwiesen, dass die Richtlinie 2180 des VDI / VDE (Verein Deutscher Ingenieure / Verband der Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik) zu beachten ist. In diesem Zusammenhang wird in der TRAS 120 ausdrücklich auf die Anwendung der VDI / VDE 2180 Blatt 1 bis 6 mit Stand 2007 bis 2013[1] als Quelle verwiesen, da die Fortschreibung von Teilen der Richtlinie zum Zeitpunkt der Erarbeitung der TRAS 120 noch nicht abgeschlossen war. Dieser Hinweis in der TRAS 120 ist Grundlage der vorliegenden Ausarbeitung.

Folgende Zielstellung war Grundlage bei der Erarbeitung der Muster für Verfahrensfließschemata und Rohrleitungs- und Instrumenten Fließschemata (R- und I-Fließschemata) für Biogaserzeugungsanlagen:
- Erstellung von Verfahrensfließschemata zur Darstellung der zu berücksichtigenden Anlagenteile und von Rohrleitungs- und Instrumenten Fließschemata, in denen die Mess- und Steuerungstechnik dargestellt wird, d.h. mit Grund- und Zusatzinformation.
- Die Verfahrensfließschemata und R- und I-Fließschemata sollen die wichtigsten, für die Durchführung des Verfahrens und die Wirkung der MSR- / PLT-Einrichtungen erforderlichen Anlageteile und Stoffströme zeigen.

[1] In der TRAS 120 wurde auf einen dynamischen Verweis verzichtet: Nach Kapitel 3.10 Abs. 1 der TRAS 120 soll die zum Zeitpunkt der TRAS Bekanntgabe aktuelle VDI / VDE 2180 Anwendung finden.

- Die Verfahrenstechnik und MSR- / PLT-Einrichtungen müssen dem Stand der Sicherheitstechnik und den expliziten Anforderungen der Störfall-Verordnung (StörfallV) genügen.

3 ERGEBNISSE

In der Studie wurde eine umfassende Liste von Anlagenteilen berücksichtigt. Grundlage der Liste ist die Gliederungssystematik von TRAS 120 Anhang VI. Diese wurde um Unterpunkte ergänzt und / oder textlich präzisiert. Für weitere Details sei auf die Studie verwiesen.

In der Studie sind in zwei Tabellen die Mess-, Steuerungs- und Regelungs- bzw. Prozessleittechnik (MSR- / PLT-Einrichtungen) mit Bedeutung für die Sicherheit mit Beschreibung der Steuerungsaufgabe angegeben und deren Erfordernis begründet:

- In der ersten Tabelle erfolgen diese Angaben für die MSR- / PLT-Einrichtungen, welche bei allen der TRAS 120 unterliegenden Anlagen (Typ A und Typ B) erforderlich sind.
- In der weiteren Tabelle erfolgen diese Angaben für die MSR- / PLT-Einrichtungen, welche bei Anlagen für besondere Einsatzstoffe gemäß TRAS 120 (Typ B) zusätzlich erforderlich ist.

Grundlagen der geforderten MSR- / PLT-Einrichtungen sind:

- Analog der TRAS 120 wird bezüglich der Anforderungen an die Schutzeinrichtungen die VDI / VDE 2180 mit Stand 2007 bis 2013 beachtet. Darüber hinaus sind bei PLT-Einrichtungen mit Explosionsschutzfunktionen die Anforderungen nach Technische Regel Gefahrstoffe (TRGS) 725 (2018) zu berücksichtigen.
- Eine Einteilung der MSR- / PLT-Einrichtungen erfolgt nach potenziellem Schadensausmaß. Es erfolgt keine Einstufung in SIL-Klassen.
- Die aufgeführten MSR- / PLT-Einrichtungen sind aufgrund immissionsschutzrechtlicher Anforderungen erforderlich. Aus Gründen des Arbeitsschutzes können zusätzliche oder weitergehende MSR- / PLT-Einrichtungen erforderlich sein.

In den Tabellen sind teilweise Alternativen benannt, welche jedoch in den Fließschemata nicht dargestellt sind. Beispielhaft sei nachfolgend ein Auszug aus der umfangreichen Tabelle wiedergegeben. Ansonsten sei auf die Literatur verwiesen.

Verschiedene Einrichtungen wurden als MSR- / PLT-Schutzeinrichtung (Z) eingestuft, was im Einzelfall für 21 Einrichtungen vorgenommen wurde. Dies erfordert eine Begründung, wie dies beispielhaft für die lfd. Nr. 5 im Folgenden zitiert ist:
Lfd. Nr. 5: Gärbehälter, Überfüllsicherung pumpfähiges Füllgut und Grenzstanderfassung Schaum mittels Füllstanderfassung:

Falls die vorausgehende Überwachung z. B. wegen Verschmutzung, ausgefallen ist, kann es infolge einer Überfüllung zur Verstopfung der Gasentnahme und der Überdrucksicherung kommen. Tritt dies bei vollem Gasspeicher auf, führt dies im ungünstigsten Fall in kurzer Zeit zu einem Druck, welcher die Schwächung des Gasspeichers mit anschließender massiver Biogasfreisetzung und damit einen Störfall verursacht.

Entsprechend sind in der TRAS 120 3.3 (1) und 3.3 (2) sowohl für die Überfüllsicherung für pumpfähiges Füllgut als auch für die Grenzstanderfassung für Schaum eine Schutzeinrichtung gemäß VDI / VDE 2180 gefordert.
Für weitere Begründungen sei auf die ‚Studie verwiesen.

Die bei Biogasanlagen nach TRAS 120 erforderliche MSR- / PLT-Einrichtungen mit Bedeutung für die Sicherheit wurden in der Studie zusammenfassend in einer Tabelle erläutert. Da die Tabelle diesen Beitrag sprengen würde, muss hier auf die Studie verwiesen werden.

Die Muster-Verfahrensfließschemata und die Muster-R- und I-Fließschemata für die kompletten Biogasanlagen sind in der Anlage des Berichtes für das Umweltbundesamt dargestellt. Die Dateien für die Fließschemata stehen im dwg-Format AutoCAD 2013 zur Verwendung und weiteren Bearbeitung für eine anlagenspezifische Ergänzung zur Verfügung.

In den Fließschemata werden Anlagenteile abgebildet, wie sie in der Praxis vorkommen und daher mit MSR- / PLT-Einrichtungen ausgerüstet sein sollten. Das Vorkommen in der Praxis bedeutet nicht immer, dass die abgebildeten Anlagenteile den aktuellen Vorgaben der BImSchG, StörfallV oder anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften entsprechen. Dies ist bei Neuanlagen, bei wesentlichen Änderungen an Anlagen bzw. einer Anpassung an den Stand der Technik / Stand der Sicherheitstechnik zu berücksichtigen.

Die Studie ist verfügbar im Internet unter: https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/muster-rohrleitungs-instrumentenfliessschemata-fuer, Durchführung der Studie: Ingenieurgruppe RUK GmbH.

LITERATUR

Rettenberger, G., Schneider, R., Kalari, M., Ninov E., März 2020, Herausgeber: Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau, info@umweltbundesamt.de, Internet: www.umweltbundesamt.de, Redaktion: Fachgebiet III 2.3 Anlagensicherheit / Safety of Installations, Roland Fendler

Biologische Metallrückgewinnung aus Aschen und Schlacken nach der Müllverbrennung

K. Kremser & G.M. Guebitz
Universität für Bodenkultur Wien, Department für Agrarbiotechnologie, IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln an der Donau, Österreich

S. Thallner, S. Spieß & M. Haberbauer
K1-MET GmbH, Linz, Österreich

J. Kucera
Department of Biochemistry, Faculty of Science, Masaryk University, Brno, Czechia

KURZFASSUNG: Während der Verbrennung von Haushaltsmüll entstehen größere Mengen an Reststoffen wie Aschen und Schlacken, deren Entsorgung aufgrund der hohe Schwermetallkonzentrationen aufwendig und kostenintensiv ist. Heutzutage enden diese Reststoffe auf Deponien, was mit einem Verlust von potentiell wertvollen Metallen einhergeht. Die biologische Laugung von diesen Stoffen kann eine umweltfreundliche und kostengünstige Alternative zur Entsorgung darstellen und bietet im Vergleich zu konventionellen Methoden der Metallrückgewinnung Vorteile wie einen geringeren Einsatz von Säuren, keine Emission von giftigen Gasen und eine niedrigere Prozesstemperatur. Acidophile Bakterien wie *Acidithiobcillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* und *Leptospirillum ferrooxidans* können Metalle durch enzymatische Oxidation von Eisen oder Schwefel lösen und wurden in dieser Arbeit auf ihre Effektivität untersucht. Anhand erster Ergebnisse konnte festgestellt werden, dass *A. ferrooxidans* bis zu 100 % an Zn, Cu und Cd, sowie rund 60 % an Mn und Ni aus den Aschen und Schlacken lösen konnte.

1 EINLEITUNG

Die Menge an produziertem Müll pro Einwohner ist in der EU stark abhängig vom betrachteten Land. Während in Österreich und Deutschland im Jahr 2018 rund 600 kg pro Einwohner prodoziert wurden, waren es in Ländern wie Rumänien nur rund 270 kg. Bei dieser Menge an produziertem Müll ist die Müllverbrennung mit rund 70 % immer noch eine der gängigsten Methoden zur Minimierung und Verwertung von Restmüll. (Eurostat Waste Statistics, 2017)
Obwohl bei der Müllverbrennung das Volumen um bis zu 80 % reduziert wird (Wei et al., 2011), machen Reststoffe wie Aschen und Schlacken immer noch rund 80 – 90 % der Gesamtreststoffmenge aus (EVN Abfallverwertung, 2017). Diese Reststoffe enthalten ökonomisch interessante Mengen Cu, Zn, Cd, Ni, Mn, und werden dennoch entsorgt (European Parliament and Council, 2008). Obwohl es bereits Anwendungen gibt, diese Stoffe als Zusätze in unterschiedlichen Baumaterialen zu verwenden (Blasenbauer et al., 2020; Cristelo et al., 2020; Joseph et al., 2018) bedeuten diese Anwendungen weiterhin den Verlust von möglichen Metall Rohstoffquellen.
In dieser Arbeit wurden die Anwendung und das Potential von chemolithotrophen, acidophilen Bakterien zur Metallrückgewinnung aus den Aschen und Schlacken untersucht. Die biologische Laugung von Metallen, auch „bioleaching“ oder „biomining“ genannt, ist ein bereits gut untersuchter und etablierter Prozess, welcher Anwendung in unterschiedlichen Bereichen wie Bodensanierung (Akinci and Guven, 2011), Behandlung von Abwässern (Pathak et al., 2009) und Metallrückgewinnung von diversen in-

dustriellen Abfällen (Mishra and Rhee, 2010, 2014; Solisio et al., 2002) findet. In dieser Studie wurde die biologische Laugung von Schlacke, Kesselasche und Filterasche mit drei unterschiedlichen Bakterien getestet. Dabei kamen das Eisen-oxidierende Bakterium *Leptospirillum ferrooxidans*, das Schwefel-oxidierende Bakterium *Acidithiobacillus thiooxidans* und das Eisen- und Schwefel-oxidierende Bakterium *Acidithiobacillus ferrooxidans* zum Einsatz. Des Weiteren wurden unterschiedliche Faktoren wie Schwermetallkonzentration, Medienzusammensetzung, Schwefel-Zugabe und Adaptierung untersucht.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Aschen und Schlacken

Aschen und Schlacken wurden von einer lokalen Müllverbrennungsanlage zur Verfügung gestellt. Vor der Verwendung wurden die Reststoffe gesiebt um eine Korngröße < 2.8 mm zu erhalten. Alle Proben wurden danach 3-mal mit doppelt-destilliertem Wasser (10 % w/v) gewaschen und filtriert (Whatman® Cellulose Filterpapier mit 11 µm Porengröße) um wasserlösliche Salze abzutrennen (Wang et al., 2009). Anschließend wurden die Aschen und Schlacken bei 60 °C getrocknet und bis zur Verwendung im Trockenschrank gelagert.

2.2 Bakterien und Medien

Die verwendeten Bakterien wurden von der Deutschen Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen (DSMZ) bezogen: *Acidithobacillus ferrooxidans* DSM 583, *Leptospirillum ferrooxidans* DSM 2705 und *Acidithiobacillus thiooxidans* DSM 504. *L. ferrooxidans* wurde im Medium 882 nach DSMZ bei pH = 1.8 kultiviert. *A. ferrooxidans* wurde entweder im Medium 70 nach DSMZ bei pH = 1.4 oder in einem Basalsalz Medium mit 10 g l^{-1} elementarem Schwefel und pH = 4.5 (Wakeman et al., 2008) kultiviert. *A. thiooxidans* wurde im Medium 35 nach DSMZ bei pH = 4.5 kultiviert. Alle Bakterienkulturen wurden bei 130 rpm und 30 °C inkubiert bis eine Zelldichte von rund 10^8 Zellen ml^{-1} erreicht war.

2.3 Bioleaching Versuche

Zur Bestimmung der Laugungseffizienz wurden die Versuche angesetzt, wie bereits zuvor beschrieben (Kremser et al., 2020). Neben insgesamt fünf unterschiedlichen biologischen Ansätzen (Eisen als Substrat, Schwefel als Substrat, Eisen und Schwefel als Substrat und weitere), wurde die Anwendung einer zuvor an die jeweiligen Aschen und Schlacken adaptierte Kultur von *A. ferrooxidans* getestet. Eine Kontrolle mit den verwendeten Medien ohne Bakterien (BLANK) wurde ebenso wie eine chemische Kontrolle (0.05 M H_2SO_4) durchgeführt. Alle Versuche wurden mit einem Volumen von 100 ml in 250 ml Erlenmeyer Kolben bei 30 °C und 130 rpm im Schüttler inkubiert. Die pH-Werte wurde zu Beginn und am Ende der 2-wöchigen Inkubation gemessen, sowie Proben für die Bestimmung der Metallkonzentrationen genommen. Vor der Analyse der Proben wurden Partikel mit einem CHROMAFIL® Xtra Nylon Filter (Macherey-Nagel GmbH) mit 0.45 µm Porengröße abgetrennt.

2.4 Elementaranalysen

Feste Proben wurden getrocknet und gemahlen vor dem vierstufigen Zersetzungsprozess. 1 g der Proben wurde zuerst in einer Mischung aus Salpetersäure und Wasserstoff Peroxid gelaugt, gefolgt von einer Laugung in Flusssäure. In der dritten Stufe wurden die Proben mittels Perchlorsäure gelaugt bevor sie in der vierten Stufe in

Chlorwasserstoff zersetzt wurden. Die Metallkonzentration, der auf diesem Weg zersetzten Proben wurden danach mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) gemessen.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Charakterisierung der Aschen und Schlacken

Bei der Untersuchung der Aschen und Schlacken konnten erhebliche Unterschiede bei den Metallkonzentrationen festgestellt werden (Abb. 1). In der Schlacke konnte Eisen (Fe) mit einer Konzentration von rund 76 mg g^{-1} nachgewiesen werden. Metalle wie Zn, Cu und Ni wurden in Konzentrationen von 0.4 – 6.0 mg g^{-1} gefunden. Toxische Metalle wie Pb, Mn und Cd wurden nur in geringen Konzentrationen gefunden. In den beiden Aschen wurde ein geringer Eisengehalt (rund 40 und 30 mg g^{-1}), jedoch ein erhöhter Gehalt an Metallen wie Cu (8.9 mg g^{-1}), Zn (61.8 mg g^{-1}), Pb (15.2 mg g^{-1}) und Cd (0.7 mg g^{-1}) nachgewiesen. Die gefundenen Konzentrationen an Fe und Cd stimmen mit anderen Studien überein, wohingegen die Konzentrationen an Cu, Zn und Pb in den hier untersuchten Proben deutlich höher ausfällt (Wang et al., 2009).

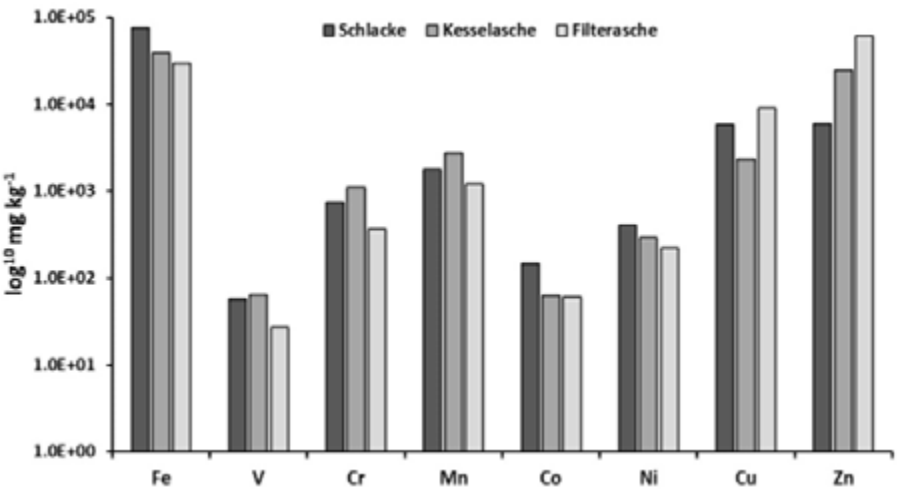


Abb. 1: Logarithmische Darstellung der Metallkonzentrationen der drei unterschiedlichen Reststoffe Schlacke (dunkelgrau), Kesselasche (grau) und Filterasche (helllgrau).

3.2 Ergebnisse der biologischen Laugung

Die Laugung mit *A. ferrooxidans* in dem Medium mit Eisen und Schwefel war signifikant besser als in beiden Versuchen mit reinem Schwefelmedium. Dabei konnten Laugungseffizienzen von bis zu 100 % für Mn, Co, Cu und Zn erzielt werden (Tab. 1, hellgrau). Da der pH-Wert des Mediums aufgrund des Eisengehaltes mit Schwefelsäure eingestellt werden musste (0.05 M), ist auch die chemische Laugung rein durch das Medium relativ hoch. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass Fe(II) im Medium durch Sauerstoff oder durch die Reststoffe selbst chemisch zu Fe(III) oxidiert wurde, was zu einer besseren Löslichkeit der Metalle in saurer Umgebungen führen könnte.
A. ferrooxidans wurde weiters in einem Medium mit Schwefel als Energiequelle getestet. Unter diesen Bedingungen oxidieren die Bakterien elementaren Schwefel zu Schwefelsäure. Der pH-Wert des Mediums wurde nicht eingestellt, wodurch der Unterschied zwischen chemischer und biologischer Laugung deutlich zu erkennen war.

V, Mn, Cu und Zn konnten dabei zu bis zu 50 % gelaugt werden, wohingegen das reine Medium keine Laugung der Metalle bewirkte (Tab. 1, grau). Dieser Unterschied wird auch durch die pH-Werte am Ende der Inkubation deutlich. Kolben mit *A. ferrooxidans* erreichten einen pH-Wert von rund 1.7, wohingegen der Kontrollkolben Werte zwischen 6.9 – 8.4 erreichten.

A. thiooxidans ist bekannt für seine effektive Metabolisierung von Schwefelverbindungen und wurde daher ebenfalls zur Laugung in reinem Schwefelmedium getestet. Auch hier wurde der pH-Wert zu Beginn nicht eingestellt, was zu deutlichen Unterschieden zwischen chemischer und biologischer Laugung führte. Metalle wie V, Mn, Cu und Zn konnte zu rund 37 – 55 % biologisch gelaugt werden, ohne sichtbaren Effekt bei der chemischen Laugung (Tab. 1, dunkelgrau). Bei der Betrachtung der pH-Werte ist deutlich zu sehen, dass *A. thiooxidans* am effektivsten Säure produzierte und den Wert auf rund 1.5 senken konnte. Der pH-Wert der Kontrollkolben stieg nach 2 Wochen auf bis zu 7.5.

Die gesteigerte Effektivität im Eisen-Medium lässt sich eventuell durch eine Kombination unterschiedlicher Effekte erklären. Dazu zählen eine höhere Toleranz von Eisen-oxidierenden Bakterien (Cabrera et al., 2005; Claudio A. Navarro, 2013) was zu einem weniger gehemmten und schnellerem Wachstum führen könnte. Zusätzlich könnte noch eine erhöhte Produktion von so genannten Biotensiden durch Eisen-oxidierende Bakterien ein Grund sein. Der positive Effekt solcher Stoffe wurde bereits in Laugungsprozessen beschrieben (Bas et al., 2013; Kaur Sekhon, 2012; Rangarajan and Narayanan, 2018; Shekhar et al., 2015).

Tab. 1: Berechnete Laugungseffizienzen für die drei Reststoffe mit unterschiedlichen Bakterien und Medien.

Element	Set-up	Schlacke		Kesselasche		Filterasche	
		Chem.	BIO±SD [%]	Chem	BIO±SD [%]	Chem.	BIO±SD [%]
V	*A. ferrooxidans + Fe + S*	2.11	58.03±6.7	67.78	40.05±20.5	16.73	78.44±4.3
Cr		2.16	22.91±2.7	19.13	34.96±3.7	11.22	46.25±2.2
Mn		45.91	79.99±0.1	56.98	87.53±9.3	34.23	91.79±0.8
Co		12.84	37.51±1.6	30.33	62.21±4.4	7.26	95.08±6.9
Ni		20.69	57.19±2.1	26.65	45.18±5.9	21.0	74.18±2.7
Cu		9.70	100±4.2	60.47	86.24±7.1	34.35	81.81±0.1
Zn		53.29	100±0.1	44.55	100±6.78	51.03	100±5.9
V	*A. ferrooxidans + S*	0.46	35.24±5.9	0.83	47.56±2.3	0.46	50.31±0.21
Cr		0.02	8.01±2.6	2.33	11.72±0.6	0.01	8.23±0.14
Mn		0.22	39.08±3.8	0.23	41.93±2.3	7.08	29.65±1.1
Co		0.04	14.11±5.2	0.15	18.60±1.3	1.98	15.94±0.1
Ni		0.04	21.66±1.3	0.16	15.14±0.8	0.81	14.09±1.9
Cu		0.02	43.38±18.6	0.01	29.28±1.2	0.19	44.44±0.6
Zn		0	38.58±5.2	0	35.85±2.6	11.43	35.11±0.7
V	*A. thiooxidans + S*	4.46	20.90±2.2	9.76	55.23±3.1	9.71	50.18±2.4
Cr		0.03	6.02±2.5	4.03	12.44±0.4	0.13	9.31±0.4
Mn		0.10	33.54±9.1	0.38	47.29±2.4	3.42	32.01±0.9
Co		0.47	8.78±2.2	0.93	20.06±1.5	3.84	17.32±0.5
Ni		0.13	56.98±40.6	1.41	16.51±1.3	3.43	14.35±0.4
Cu		0.01	19.22±2.3	0.01	23.17±3.4	0.10	45.04±1.8
Zn		0.01	100±74.6	0.02	33.62±1.7	0.09	36.78±0.9

*Chemische und biologische Laugungseffizienz; SD ist die Standardabweichung (n=2)

4 SCHLUSSFOLGERUNG

In dieser Arbeit wurde das Potential der biologischen Laugung zur Metall-Rückgewinnung aus Reststoffen nach der Müllverbrennung untersucht. Unterschiedliche Eisen-

und Schwefel-oxidierende Bakterien wurden verglichen und verschiedene Medienzusammensetzungen getestet. Kessel- und Filter-Asche zeigten das die höchsten Konzentrationen an wertvollen Metallen wie Cu, Cr, Mn, Zn und Cd. Die biologische Laugung in reinem Schwefelmedium resultierte in Laugungseffizienzen von rund 50 % für alle getesteten Metalle. Die Kombination von Eisen-oxidierenden Bakterien und niedrigem pH-Wert resultierte in den höchsten Laugungseffizienzen von bis zu 100 % mit *A. ferrooxidans*. Die Studie hat gezeigt, dass die Anwendung solcher acidophilen Bakterien signifikant zur Rückgewinnung von ansonst verlorenen Metallen sowie der Reduktion dieser in den Reststoffen beitragen kann.

5 DANKSAGUNGEN

Teile dieser Arbeit wurden durch das EU INTERREG V-A Programm unterstützt unter der Vertragsnummer ATCZ183, Projekt IRAS (Innovative Recyclingtechnologien für Aschen und Schlacken).

LITERATUR

Akinci, G., Guven, D.E., 2011. Bioleaching of heavy metals contaminated sediment by pure and mixed cultures of Acidithiobacillus spp. Desalination 268, 221–226. https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.032

Bas, A.D., Deveci, H., Yazici, E.Y., 2013. Bioleaching of copper from low grade scrap TV circuit boards using mesophilic bacteria. Hydrometallurgy 138, 65–70. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2013.06.015

Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelmar, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O'Caollai, C.J., Orupõld, K., Pająk, T., Simon, F.G., Svecova, L., Šyc, M., Ulvang, R., Vaajasaari, K., Van Caneghem, J., van Zomeren, A., Vasarevičius, S., Wégner, K., Fellner, J., 2020. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. Waste Manag. 102, 868–883. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.031

Cabrera, G., Gómez, J.M., Cantero, D., 2005. Influence of heavy metals on growth and ferrous sulphate oxidation by Acidithiobacillus ferrooxidans in pure and mixed cultures. Process Biochem. 40, 2683–2687. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.12.005

Claudio A. Navarro, D. von B. and C.A.J., 2013. Heavy Metal Resistance Strategies of Acidophilic Bacteria and Their. Biol. Res. 46, 363–371.

Cristelo, N., Segadães, L., Coelho, J., Chaves, B., Sousa, N.R., de Lurdes Lopes, M., 2020. Recycling municipal solid waste incineration slag and fly ash as precursors in low-range alkaline cements. Waste Manag. 104, 60–73. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.013

European Parliament and Council, 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives (Waste framework. LexUriServ. do 3–30. https://doi.org/2008/98/EC.; 32008L0098

Eurostat Waste Statistics, 2017. Municipal waste statistics 1–6. https://doi.org/10.2785/408702

EVN Abfallverwertung, 2017. EVN Abfallverwertung Niederösterreich, MVA Dürnrohr Umwelterklärung 2017.

Joseph, A.M., Snellings, R., Van den Heede, P., Matthys, S., De Belie, N., 2018. The use of municipal solidwaste incineration ash in various building materials: A Belgian point of view. Materials (Basel). 11. https://doi.org/10.3390/ma11010141

Kaur Sekhon, K., 2012. Biosurfactant Production and Potential Correlation with Esterase Activity. J. Pet. Environ. Biotechnol. 3. https://doi.org/10.4172/2157-7463.1000133

Kremser, K., Thallner, S., Schoen, H., Weiss, S., Hemmelmair, C., Schnitzhofer, W., Aldrian, A., Guebitz, G., 2020. Stirred-tank and heap-bioleaching of shredder-light-fractions (SLF) by acidophilic bacteria. Hydrometallurgy. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2020.105315

Mishra, D., Rhee, Y.-H., 2010. Current research trends of microbiological leaching for metal recovery from industrial wastes. Curr Res Technol Educ Top. Appl Microbiol Microb Biotechnol 2, 1289–1292.

Mishra, D., Rhee, Y.H., 2014. Microbial leaching of metals from solid industrial wastes. J. Microbiol. 52, 1–7. https://doi.org/10.1007/s12275-014-3532-3
Pathak, A., Dastidar, M.G., Sreekrishnan, T.R., 2009. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review. J. Environ. Manage. 90, 2343–2353. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.005
Rangarajan, V., Narayanan, M., 2018. Biosurfactants in Soil Bioremediation. Adv. Soil Microbiol. Recent Trends Futur. Prospect. 193–204. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6178-3_11
Shekhar, S., Sundaramanickam, A., Balasubramanian, T., 2015. Biosurfactant producing microbes and their potential applications: A review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 45, 1522–1554. https://doi.org/10.1080/10643389.2014.955631
Solisio, C., Lodi, A., Veglio', F., 2002. Bioleaching of zinc and aluminium from industrial waste sludges by means of Thiobacillus ferrooxidans. Waste Manag. 22, 667–675. https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00052-6
Wakeman, K., Auvinen, H., Johnson, D.B., 2008. Microbiological and geochemical dynamics in simulated-heap leaching of a polymetallic sulfide ore. Biotechnol. Bioeng. 101, 739–750. https://doi.org/10.1002/bit.21951
Wang, Q., Yang, J., Wang, Q., Wu, T., 2009. Effects of water-washing pretreatment on bioleaching of heavy metals from municipal solid waste incinerator fly ash. J. Hazard. Mater. 162, 812–818. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.125
Wei, Y., Shimaoka, T., Saffarzadeh, A., Takahashi, F., 2011. Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phases. J. Hazard. Mater. 187, 534–543. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.070

Membranbioreaktor zur Reinigung von Oberflächenwasser eines Abfallbehandlungsbetriebs

B. Mayr & T. Garstenauer
EnviCare® Engineering GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Bei Abfallbehandlungsbetrieben ist Niederschlagswasser aufgrund der Lagerung von Abfällen im Freien im Regelfall organisch und anorganisch erheblich belastet. Nach dem Stand der Technik ist anthropogen verunreinigtes Niederschlagswasser vor der Direkteinleitung zu reinigen. Die stark schwankenden Quantitäten und Qualitäten des Oberflächenwassers stellen jedoch hohe Anforderungen an die Reinigungstechnologie. In Membranbioreaktoren (MBR) wird biologische Abwasserreinigung mit Membrantechnik zum vollständigen Rückhalt von Biomasse und Partikeln kombiniert. Am Standort des Abfallbehandlungsbetriebes wurde dieses Verfahren zunächst pilotiert und anschließend wurde darauf aufbauend die Großanlage wasserrechtlich bewilligt, errichtet und in Betrieb genommen. Die Grenzwerte für die Direkteinleitung werden seit Beginn stets gleichbleibend stabil eingehalten. Selbst längere Zeiten ohne Durchsatz in Folge von Trockenperioden, die kalte Winterperiode oder plötzliche hohe hydraulische Belastungsstöße zeigen weder auf die biologische Reinigungsleistung noch auf die Permeabilität der Membran negative Auswirkungen.

1 EINLEITUNG

Bei Abfallbehandlungsbetrieben und Abfallwirtschaftszentren werden Abfälle unter anderem im Freien auf dichten Flächen gelagert. Abhängig vom Auslaugungsverhalten der Abfälle ist das Niederschlagswasser (Kontaktwasser) zumeist organisch erheblich belastet (Kenngröße: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) 50 – 1.600 mg/l), aber auch anorganische Inhaltsstoffe und Partikel (Kenngröße: Abfiltrierbare Stoffe 1,0 – 180 mg/l) sind darin enthalten.
Eine Einleitung der Regenwässer ist in Österreich grundsätzlich nur in Regenwasser- oder Mischkanalisation zulässig (vgl. Stmk. Kanalgesetz 1988 (Steiermärkische Landesregierung, 1988), §4 Abs. 2). Niederschlagswasser mit anthropogenen Verunreinigungen ist gemäß Allgemeiner Abwasseremissionsverordnung (AAEV) (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1996), §3 Abs. 4 nach dem Stand der Technik und unter Berücksichtigung der Forderung der Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit des betroffenen Fließgewässers vor der Direkteinleitung zu reinigen. Die relevanten Vorschriften und die Grenzwerte sind in der AEV Abfallbehandlung (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1999), sowie in der QZV Chemie OG (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2006) und QZV Ökologie OG (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2010) festgelegt.
Gemäß dem Stand der Technik wird bei Regenereignissen der sogenannte Spülstoß, das ist das Oberflächenwasser, welches während der ersten 15 Minuten anfällt, in Speicherbecken aufgefangen und muss in Folge vor der Ableitung in den Vorfluter gereinigt werden, da die ausschließliche Sedimentation im Speicherbecken keine Grenzwerteinhaltung gewährleistet. Die Wasserqualität nach dem reinigenden Spülstoß lässt im Regelfall dann bereits die Direkteinleitung zu, sodass dieses Wasser nicht mehr in die Speicherbecken geleitet werden muss.

Die stark schwankenden Quantitäten und Qualitäten des Oberflächenwassers stellen hohe Anforderungen an die Reinigungstechnologie. Neben der erhöhten CSB-Konzentration kann auch eine Stickstoff- und Phosphorbelastung auftreten. Bei Starkregenereignissen sowie langen Trockenzeiten über mehrere Wochen muss ein Biomasserückhalt gewährleistet werden können, wie er nur mit Membranbioreaktoren realisiert werden kann. Bei konventionellen Belebungsanlagen mit sedimentierendem oder flotierendem Schlammrückhalt findet stets ein gewisser Schlammabtrieb und damit eine Ausdünnung des aktiven Belebtschlamms statt.
In Membranbioreaktoren (MBR) wird biologische Abwasserreinigung mit Membrantrenntechnik kombiniert. Organische Inhaltsstoffe und Stickstoff werden aerob/anoxisch abgebaut und der Belebtschlamm und partikuläre Inhaltsstoffe werden an Ultrafiltrationsmembranen zurückgehalten. Das MBR-Verfahren wurde vor etwa 3 Jahrzehnten entwickelt (Mayr et al. 1994) und wird seither zunehmend für zahlreiche industrielle Anwendungsfälle (Mayr & Garstenauer 2019) und auch zur Behandlung von kommunalem Abwasser unter speziellen Randbedingungen (eingeschränkter Platz, erhöhte Ablaufqualität, Nachnutzung des Ablaufs) immer häufiger erfolgreich angewandt (Grundestam 2015, Mayr 2017).
In diesem Beitrag werden die Auslegung, die Errichtung und der Betrieb einer MBR-Anlage zur Reinigung von Oberflächenwasser bei einem Abfallbehandlungsbetrieb beschrieben.

2 ZIELSETZUNG UND METHODEN

Das Oberflächenwasser der versiegelten Abfalllagerungs- und -behandlungsflächen eines Abfallbehandlungsbetriebes wird über Asphaltmulden, Rigole und Kanäle getrennt in zwei verschiedenen Bereichen (A und B) erfasst. Nach einer Sedimentation wird es in den Vorfluter abgeleitet, wobei anfangs der 15-minütige Spülstoß zur weiteren Vorreinigung in ein gemeinsames Speicherbecken gepumpt wird.

2.1 Abwassercharakteristik

Das Oberflächenwasser weist die in Tabelle 1 dargestellte Zulaufcharakteristik auf.

Tab. 1: Abwassercharakteristik für Zulauf.

	Bereich A		Bereich B	
	Bereich	Mittelwert	Bereich	Mittelwert
pH-Wert [-]	6,5 – 8,3	7,3	6,4 – 7,7	7,0
Leitfähigkeit [µS/cm]	288 – 2.080	929	340 – 2.700	1.013
CSB [mg/l]	51 – 385	151	143 – 1.590	466
Abfiltrierb. Stoffe [mg/l]	1,0 – 110	14,3	2,2 – 180	27,3

Aus Tabelle 1 ist ersichtlich, dass die in der AEV Abfallbehandlung (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1999) für die Direkteinleitung in den Vorfluter vorgegebenen Grenzwerte für CSB (120 mg/l) und abfiltrierbare Stoffe (30 mg/l) nicht beständig eingehalten werden können.

2.2 MBR-Pilotanlage

Um das technische sowie unternehmerische Risiko zu minimieren, wurde zunächst eine MBR-Pilotanlage in einem 20“-Container zur Prüfung der grundsätzlichen Eignung installiert und von April bis Juli 2017 am Standort betrieben. Im Folgenden sind die wesentlichen Eckdaten zur Pilotanlage kurz dargestellt:

- Membranmodul 200 m² (Material: Polyvinylidenfluorid (PVDF); 0,05 µm; Hohlfasermembran)
- MBR-Volumen 12 m³ (8 m³ aerob, 4 m³ anoxisch)

- Lufteintrag 90 Nm³/h

2.3 MBR-Großanlage

Die Ergebnisse des Pilotversuches wurden ausgewertet und basierend darauf wurde die Großanlage konzipiert, welche im Juli 2019 in Betrieb genommen wurde.
Unter Berücksichtigung von Abflussbeiwerten für die verschiedenen Abfalllagerbereiche wurden die notwendigen Retentionsvolumina für die einzelnen Flächen ermittelt. Ausschlaggebend für die Größe der Speicherbecken ist, dass der erste 15-minütige Spülstoß mit höheren Schmutzfrachten aufgefangen wird. Anschließend läuft das nur mehr gering belastete Niederschlagswasser direkt in den Vorfluter ab.
Die MBR-Anlage ist hydraulisch so dimensioniert, dass das gesamte Nutzvolumen der Speicherbecken innerhalb von 48 Stunden entleert werden kann, damit es anschließend wieder für nachfolgende Regenereignisse zur Verfügung steht. Im Folgenden sind die Eckdaten der Großanlage zusammengefasst:

- Abwassermenge < 16,0 m³/h
- CSB-Fracht < 168 kg/d
- MBR-Volumen 80 m³
- Trockensubstanz (TS) Gehalt 12 kg/m³
- Lufteintrag 190 Nm³/h
- CSB-Raumbelastung < 2,10 kg CSB/(m³*d)
- Membranmodul 800 m² (Material: PVDF; 0,05 µm; Hohlfaser)
- Flux 20 l/(m²*h)

Das kombinierte Biologie- und Membranbecken ist quaderförmig ausgeführt. Sämtliche Aggregate sowie die Elektro-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik befinden sich in einem 40“-Container. Das Becken sowie der Container sind in Abbildung 1 zu sehen.



Abb. 1: Betriebscontainer und Biologiebecken.

3 ERGEBNISSE

3.1 Pilotanlage

In der nachstehenden Abbildung 2 sind verschiedene Versuchsphasen erkennbar. Anfänglich bereitete ein starkes Algenwachstum im Retentionsbecken und nachfolgend auch in der MBR-Pilotanlage erhebliche Probleme. Durch eine spezielle Bekämpfung der Algen konnte das Wachstum eingedämmt und unterbunden werden.

Einmal wurde der Füllstand im Speicher- und Vorlagebecken zu tief abgesenkt. In Folge wurde anaerober Sedimentschlamm (CSB > 6.000 mg/l) in die MBR-Anlage gefördert und der Bioprozess wurde erheblich überlastet. Danach erfolgten eine sukzessive Steigerung der Zulaufmenge und eine Simulation verschiedener Betriebszustände, wie beispielsweise einer Trockenperiode. In den letzten Wochen fand ein Regelbetrieb ohne weitere Störungen statt.

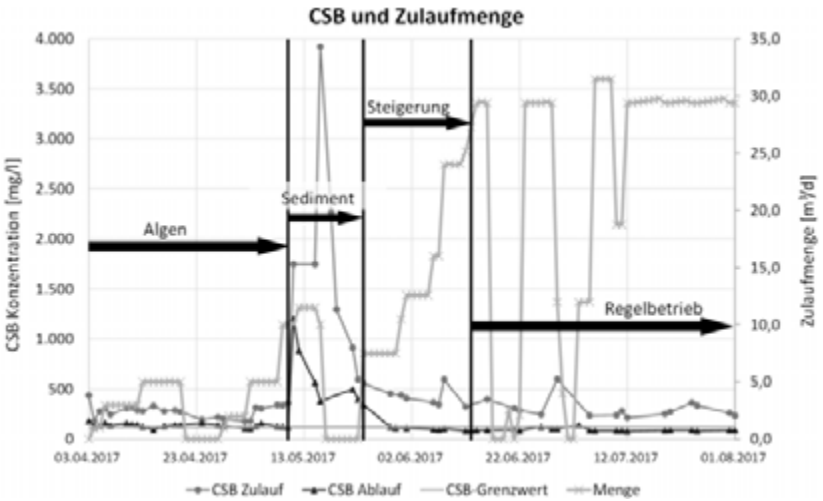


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der CSB-Konzentration und Zulaufmenge in der Pilotanlage.

Im Folgenden sind die wesentlichen Ergebnisse für die Zeit des Regelbetriebes kurz aufgelistet:

- Zulaufmenge Ø 22,6 m³/d
- CSB-Zulauf Ø 304 mg/l
- CSB-Ablauf Ø 94 mg/l
- TS-Gehalt 6,8 g/l
- CSB-Raumbelastung 0,57 kg CSB/(m³*d)
- Permeabilität 67 l/(m²*h*bar)

Für die Zeit des Regelbetriebes lag der durchschnittliche CSB-Abbaugrad bei 69 %.

3.2 Großanlage

Bereits während der Inbetriebnahme konnten die positiven Ergebnisse aus der Pilotanlage bestätigt werden. Der CSB-Grenzwert wurde von Beginn an eingehalten.
Die Inbetriebnahme der MBR-Anlage erfolgte im Juli 2019. Die zugeführte Abwassermenge wurde entsprechend dem Wachstum des Belebtschlammes gesteigert und die Inbetriebnahme konnte im September 2019 erfolgreich abgeschlossen werden.
Aufgrund der geringen Niederschläge konnte ab Anfang 2020 keine Beschickung mit Oberflächenwasser erfolgen. Das Biologie-Becken wurde jedoch weiterhin belüftet. Die Biologie im nach oben hin offenen Becken kühlte bis auf 4,5 °C ab und der TS-Gehalt reduzierte sich infolge der endogenen Atmung geringfügig.
Nach 47 (!!) Tagen ohne Zulauf und ohne Nährstoffdosierung wurde am 24.02.2020 die Beschickung der Anlage wieder bei einer Zulauftemperatur von 10 °C gestartet. Trotzdem wurden die Ablaufgrenzwerte bei einer Beprobung am 28.02.2020 deutlich eingehalten. Ende Juni 2020 wurden bei Starkregenereignissen deutlich mehr als 300

m³/d verarbeitet (siehe Abbildung 3). Die Membran und auch die Biologie zeigten auch bei diesen Stoßbelastungen keinerlei Beeinträchtigungen und die Grenzwerteinhaltung war stets deutlich gegeben. In Abbildung 3 sind die Regenmengen und der Durchsatz der MBR-Anlage grafisch dargestellt.

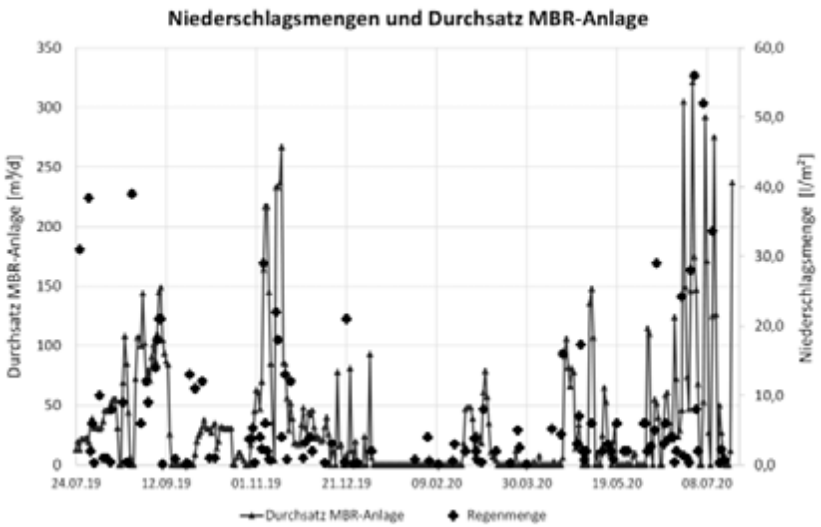


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Niederschlagsmengen und dem Durchsatz der MBR-Anlage in der Großanlage.

Die Auswertung der Daten über einen Zeitraum von fast einem Jahr brachte folgende Ergebnisse:

- CSB-Zulauf Ø 250 mg/l
- CSB-Ablauf Ø 75 mg/l
- CSB-Abbaugrad Ø 70 %
- Ammonium-Ablauf Ø 0,4 mg/l
- Gesamtphosphor-Ablauf Ø 0,5 mg/l
- TS-Gehalt (max.) 14,5 g/l
- Permeabilität nach 12 Monaten 100 l/(m²*h*bar)

Die wesentlichsten Erkenntnisse nach etwa einjährigem Betrieb der Großanlage sind nachfolgend zusammengefasst:

- Seit der Inbetriebnahme kam es zu keinen Problemen mit Algen oder Bodenschlamm im Speicherbecken. Jährlich werden eine Entleerung sowie eine Reinigung der Retentionsbecken durchgeführt.
- Der lange Stillstand (47 Tage) im Winter zeigte keinerlei negative Auswirkungen auf das Gesamtsystem und die Abbauleistung der Biologie.
- Der Einsatz von Entschäumern war bisher nicht notwendig.
- Das Biomassewachstum ist im Regelfall stabil. Bei längeren Stillstandzeiten oder bei nur geringer Beschickung ist eine leicht abnehmende Biomassemenge zu beobachten.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ERKENNTISSE

Stark schwankende Quantitäten und Qualitäten von Oberflächenwasser bei Abfallbehandlungsbetrieben stellen hohe Anforderungen an die Reinigungstechnologie. Die

Durchführung eines Pilotversuches bietet dabei erhebliche Vorteile, um das Abwasser, die Betriebsbedingungen, aber auch die oft entscheidende menschliche Komponente in der Betriebsführung kennen zu lernen. Mit der Pilotierung wird das technische und unternehmerische Risiko für Planer, Lieferant und Auftraggeber minimiert.
Sowohl bei der Pilot- als auch bei der Großanlage konnte ein stabiler CSB-Abbau mit Einhaltung des Ablaufgrenzwertes erreicht werden. Die Nährstoffversorgung ist ausreichend und eine Dosierung von externen Nährstoffquellen ist nicht notwendig.
Andere organische Inhaltsstoffe, wie Kohlenwasserstoffe und lipophile Stoffe, werden ebenfalls gut abgebaut bzw. im Biologieschlamm ab- bzw. adsorbiert. Die Grenzwerte im Ablauf werden seit der Inbetriebnahme stets eingehalten.
Die Permeabilität der Membran zeigt auch ein Jahr nach der Inbetriebnahme der Großanlage keinerlei Beeinträchtigung. Hydraulische Spitzenbelastungen bei starken Niederschlagsereignissen können ohne Probleme verarbeitet werden. Eine regelmäßige chemische In-Situ-Membranreinigung ist dafür durchzuführen.
Allgemein ist eine konservative Auslegung der Membranfläche mit ausreichend hydraulischen Reserven anzuraten. Somit ist man bei Änderung der Abwassermenge flexibel und die geringe Belastung führt zu einer höheren Lebensdauer.
Die Erfahrung mit dem Einsatz einer MBR-Anlage zur Behandlung von Oberflächenwasser bei Abfallbehandlungsbetrieben zeigt deutlich, dass die MBR-Technologie aufgrund des frei wählbaren und einfach regelbaren Schlammalters gut an verschiedene Abwasserarten angepasst werden kann. Die stark schwankenden hydraulischen Belastungen führen zu keinen Beeinträchtigungen im Betrieb. Eine kosteneffiziente Errichtung aufgrund des reduzierten Platzbedarfs und hohe Abbauraten zählen zu den wesentlichen Vorteilen. Das feststofffreie und optisch klare Filtrat kann ohne Weiteres als betriebliches Brauchwasser verwendet werden!

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1996) *Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (Allgemeine Abwasseremissionsverordnung – AAEV).* BGBl. Nr. 186/1996, i.d.F. BGBl.II Nr. 332/2019, Wien.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1999) *Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der physikalisch-chemischen oder biologischen Abfallbehandlung (AEV Abfallbehandlung).* BGBl. II Nr. 9/1999, i.d.F. BGBl.II Nr. 128/2019, Wien.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2006) *Verordnung über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG).* BGBl. II Nr. 96/2006, i.d.F. BGBl.II Nr. 128/2019, Wien.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2010) *Verordnung über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG).* BGBl. II Nr. 99/2010, i.d.F. BGBl.II Nr. 128/2019, Wien.

Grundestam, J. (2015) *Procuring 230 Football Fields of Membrane – Strategy, Results and Lessons learned.* In: 11. Aachener Tagung Wasser und Membranen. Aachen, Deutschland.

Mayr, B. (2017) *Einsatz des Membranbelebungsverfahrens in der österreichischen Industrie: Fallbeispiele und Grenzen.* In: Wiener Mitteilungen Band 243, 145-162, 21.02.2017, Wien.

Mayr, B., Garstenauer T. (2019) *Membrane Bioreactor as Polishing Step in the Treatment of Galvanic Wastewater.* In: FILTECH Conference Proceedings, Köln, Germany.

Mayr, B., Novak, S., Horvat, P., Gaisch, F., Narodoslawsky, M., Moser, A. (1994) *Hochleistungsbiologie und Membrantrenntechnik zur Abwassertechnik: Fallstudie Deponiesickerwasser.* Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 46 (7/8) 195-202.

Steiermärkische Landesregierung (1988) *Gesetz über die Ableitung von Wässern im bebauten Gebiet für das Land Steiermark (Kanalgesetz 1988).* LGBl. Nr. 79/1988, i.d.F. LGBl. Nr. 87/2013, Graz.

The potential of insects in waste management – an introduction to possible applications

L. Himler & M. Lehner
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Environmental Protection, Leoben, Austria

C. Ertl & A. Friedacher
Christof Industries Austria GmbH, Christof Clean City Team, Graz, Austria

ABSTRACT: The increasing world population, the misuse of land and water as well as the rise of organic waste deplete our natural resources. Therefore, additional approaches need to be taken into account besides conventional strategies. The use of insects has entered its industrialisation stage and offers several sustainable options in terms of waste management, nutrient recycling and circular economy. An industrial insect waste conversion facility consists of multiple stages such as feed preparation, insect rearing and breeding as well as a processing plant. The possibilities in terms of feedstock reach from pre- and post-consumer food wastes, by-products from food and feed industry, remaining agricultural side streams as well as sludge, manure, human faeces and others. The obtained products can either be the clean, whole, living or dried insect, the outcome of its further processing and the remaining organic fraction, respectively. Further options are the utilization of side product streams and the interconnection with other technologies such as biodiesel or biogas plants. The present investigation gives an overview about the insect market, its potential as waste management solution as well as the technological development of this upturning industry.

1 INTRODUCTION

From an overall perspective, our efforts for sustainability and the conservation of resources compete with the general eagerness for economic growth and a constantly increasing number of people on our planet. In order to remain competitive for achieving a circular economy we need to consider even more alternative pathways to close the loop for material and waste streams down to a nutritional level.
A sustainable and value adding strategy is the intensified rearing and use of insects, in particular the use of edible species as human food and animal feed. As a fact, more than 2000 edible insect species have been reported to be utilized as part of traditional nutrition and dishes of at least 2 billion people around the world (Jongema 2017), (van Huis 2013). The waste management and processing in this field is described as waste conversion or bioconversion of organic material (Salomone et al. 2017), (Smetana et al. 2016). Thereby, the organic waste is eaten by insects and as a result, converted into insect biomass (specifically into animal protein). Main insect species used in the field of waste conversion are flies (Hermetia illucens, Musca domestica), beetles (Tenebrio molitor), moths (Cydia pomonella) or crickets (Teleogryllus testaceus). An extended view on the potential use of an insect species in the bioconversion context is provided by Fowles & Nansen 2019. According to Tomberlin & van Huis 2020 the Black Soldier Fly (BSF) is the most promising insect for this waste converting process.

2 THE INDUSTRIAL INSECT BASED WASTE CONVERSION PROCESS

2.1 Current regulations addressing the insect technology

The possible application of the product and the allowed type of waste material input is depending on the strongly varying legal regulations among continents and states. Taking the EU into consideration, the use of insects is possible in various fields, but still very strictly regulated. According to animal by-product legislation Regulation (EC 1069/2009 (European Union 2009a) reared insect are defined as 'farmed animals' in the EU. As a result, eligible materials used as feedstock for insect rearing are defined in Regulation (EC) 142/2011 (European Commission 2011), Regulation (EC) 999/2001 (European Union 2001), Regulation (EC) 853/2004 (European Union 2004), and mainly consist of material based on vegetal and/or animal origin. Slightly less strict regulations are valid in relation to insects used as "pet animals", as defined in Regulation (EC) 1069/2009 (European Union 2009a). So far, based on Regulation (EC) 767/2009 (European Union 2009b), manure or animal faeces as feedstock for insects is prohibited on EU territory. The following listed farmed insects are permitted in the EU for the use of their derived animal products such as protein as feedstock for farmed animals (Regulation (EU) 2017/893) (European Commission 2017):

- Black Soldier Fly (Hermetia illucens),
- Common Housefly (Musca domestica),
- Yellow Mealworm (Tenebrio molitor),
- Lesser Mealworm (Alphitobius diaperinus),
- House cricket (Acheta domesticus),
- Banded cricket (Gryllodes sigillatus) and
- Field Cricket (Gryllus assimilis).

An extended view on legal situations comparing various countries is provided by Lähteenmäki-Uutela et al. 2017.

2.2 Insect market and industrialisation

The use of insects has already become more than just a promising approach to utilize their capabilities for nutrient recycling and the generation of value-adding side products. Insect farming has reached its industrialization stage and can be found on several continents. BugBurger 2020 reports about 315 companies working with insects as food and feed worldwide in June 2020, not including insect industry organisation or insect advocacy organisation. The European insect representative organisation is called IPIFF with counting members of 62 companies, that have so far received more than 600 million Euro on investments (IPIFF 2020). Grand View Research 2019 expects the global insect protein market to reach USD 1.01 billion by 2025. Some exemplary bigger players in the field of insect farming, especially in the context of animal feed production are AgriProtein (South Africa), Enterra (Canada), Protix (Netherlands), Hermetia (Germany) and Ynsect (France).

2.3 Potential Feedstock and streams

Possible input streams for insect waste conversion are pre- and post-consumer food wastes, by-products from food and feed industry, remaining agricultural side streams as well as sludge, manure, human faeces and others. According to literature a lot of research takes place around the world, especially investigating new sources suitable for the insect process. A list of exemplary feedstocks is illustrated in Tab. 1.

Tab. 1: List of exemplary used feedstocks in insect bioconversion context.

Feedstock	Insect	Product	Reference
Chicken feed, vegetable waste, biogas digestate and restaurant waste	Black Soldier Fly	Biomass	Spranghers et al. 2017
Dairy manure	Black Soldier Fly	Biodiesel, Sugar	Li et al. 2011b
Cattle/chicken/pig manure	Black Soldier Fly	Biodiesel	Li et al. 2011a
Biogas residue (corncob)	Black Soldier Fly	Biodiesel	Li et al. 2015
Rice Straw	Black Soldier Fly	Biomass	Manurung et al. 2016
Beet molasses, potato steam peelings, spent grains and beer yeast, bread and cookies remain	Argentinean cockroach, Black Soldier Fly, Yellow mealworm, House Cricket	Biomass	Oonincx et al. 2015
Restaurant waste and rice straw	Black Soldier Fly	Biodiesel, Biomass	Zheng et al. 2012
Faecal sludge	Black Soldier Fly	Biomass	Lalander et al. 2013; Lalander et al. 2018
Human faeces	Black Soldier Fly	Biomass	Banks et al. 2014
Wastewater sludge	Codling Moth	Biomass	Brar et al. 2008
Wheat straw, bruised cabbage leaves, Cornstover	Yellow Mealworm, Black Soldier Fly	Biomass, Biofuel	Wang et al. 2017
Cow's milk whey, grap stalks, tomato peels and seeds, bread dough, fish scraps	Black Soldier Fly	Biomass	Hadj Saadoun et al. 2020

2.4 Schematic bloc diagram of a general waste converting insect processing facility

A general waste converting insect process consists of three main parts such as feed preparation, insect rearing and processing plant. Input and output streams with main intermediate products and process steps are explained in Fig.1. and further described in chapter 2.5 to 2.8.

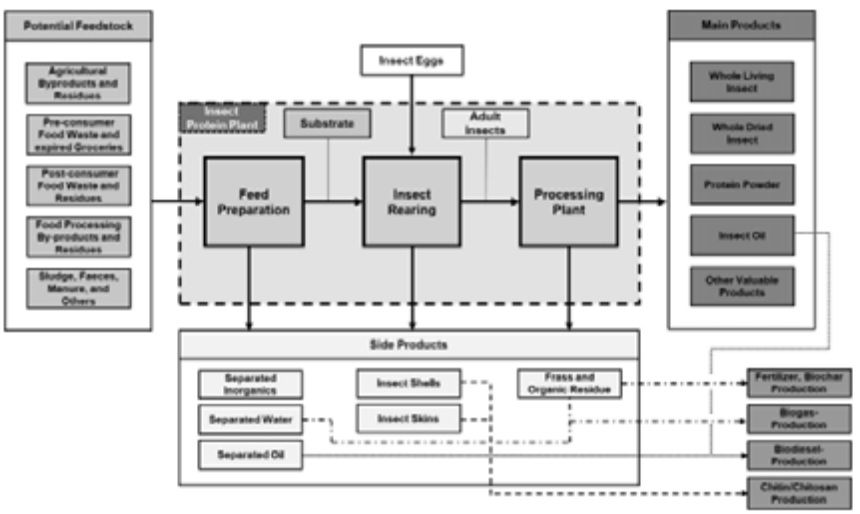


Fig. 1: Indicative block diagram of an insect waste converting factory with potential feedstock streams as well as main and potential side products.

2.5 Requirements on the feed preparation

In the first step, the waste material or feedstock is manipulated in a feed preparation process. The criteria are varying from physical and material properties such as viscosity or particle size to chemical and nutritional composition, depending on the type of waste material, insect species as well as the intended main and side products. In addition, in terms of feasibility of the plant itself, the ability of conveyance versus pumpability of the used substrate plays an essential role in the factory design. Therefore, in order to produce substrate out of various different feedstock streams, the feed preparation step mostly consists of shredding, impurity removal, mixing, dewatering, deoiling and pasteurization before being introduced to the reared insects.

2.6 Insect rearing and breeding

The feed preparation is followed by a rearing step under specific climate conditions where insects feed on the prepared diet and convert it into insect biomass. In general, the insect rearing plant can be seen as a mass rearing of different stages of the individual insect and consists of a Rearing as well as a Breeding Plant. In most cases, each life stage has its own plant area with its specific preferred climate conditions. Inside the Breeding Plant, when using the BSF as reference process, the flies mature and breed in fly cages. Heussler et al. 2018 as well as Zhang et al. 2010 report about trials varying light spectrum and source to trigger their mating as well as half-life. Eggs are obtained out of the cages, mostly in special designed egg boxes or grids as for instance described by Sheppard et al. 2002. Neonates then hatch from collected fly eggs and become juvenile larvae while being fed on a specific diet for the first 4-6 days (Zheng et al. 2012). After this first larvae life stage, juvenile larvae (described as “Young Insects” in Fig.2.) are introduced to the organic substrate produced in the feed preparation which takes place in the Rearing plant.

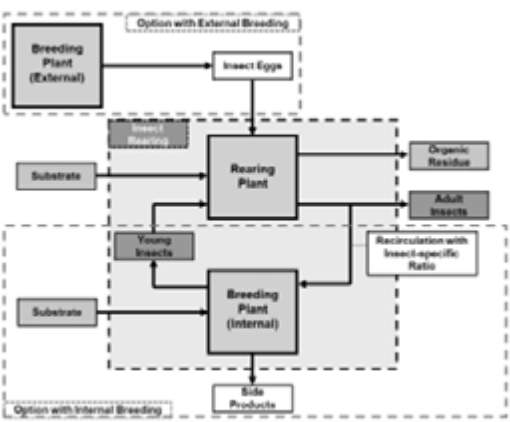


Fig. 2: Possible indicative organisation of the Rearing plant including the Breeding step (insect reproduction step) as internal or external option.

To ensure a maximum bioconversion, larvae are let rest, eat and grow for 8 to 14 days under specific climate conditions in rearing boxes or trays which are stacked in a contained rearing area. In addition, depending on the available organic input streams, an ideal nutrient composition plays an essential role. Taking again the Black Soldier Fly into consideration, Barragan-Fonseca 2018 illustrates certain limitations and options

for larval development and fitness. Matured larvae are now transferred to further processing, whereas an insect specific amount stays inside the rearing plant in order to obtain the life cycle, as shown in Fig.2.
This recirculation stream is going to the so-called Breeding plant. In this part of the insect factory mature BSF larvae now develop to prepupae and later to pupae. In the maturation step pupae are let rest again, until the flies hatch out of the pupae shells for a renewed egg production in the fly colony. Besides this internal reproduction process (internal breeding, compare Fig.2.) eggs can be purchased from an external breeding facility, which is specialized on egg production instead of bioconversion. Therefore, in terms of BSF, the insect waste conversion factory does not need to breed any flies and can run only within the larval stage of the BSF. As a result, a major reduction in technical and biological complexity can be achieved. Moreover, less space is necessary which will downsize the plant-footprint as well as the capex costs for the insect facility.

2.7 Processing plant

In a final separation and processing step, the matured insects and the remaining feedstock are transferred into their final product form. Firstly, residual substrate and frass are separated in a so-called harvesting process. Depending on the rearing step and the specific feedstock used, this pre-processing step can either be a simple dry separation process such as different types of screening (Dortmans et al. 2017) or consists of more complex forms including drying and sifting mechanisms or water-based separation steps (Himler 2018). Cleaned insects are then inactivated and further processed. Possible processing technologies for the final insect treatment can vary from low temperature rendering (Lobnig 2018), wet or dry rendering strategies similar to the meat (Sharma et al. 2013) or fish industry up to acid or enzymatic hydrolysis technologies (Purschke et al. 2018), (Zheng et al. 2012) and different forms of drying (Huang et al. 2019) each depending on the desired products. Other options for more specific products based on BSF larvae are explained in (Caligiani et al. 2018). As a result, the obtained product can either be the clean whole living or dried insect, the outcome of its further processing (insect protein powder, insect oil or others), the remaining organic fraction (organic residue, frass, fertilizer, biochar, etc.) a combination of both or even side streams from biology process (insect shells and skins) or upstream waste preparation (separated oil, separated water, inorganics), compare with Fig.1.

2.8 Utilization of side product streams

An additional approach is the potential utilization of side products or interconnection of insect facilities with other technologies. Bulak et al. 2020 is reporting about biogas production from insect breeding side products with a biomethane potential of investigated insect diet's organic residue including their excrements (frass) of ~177ml g^{-1} TS for H. illucens, ~212 mlg^{-1} TS for Tenebrio molitor to ~225 ml g^{-1} TS for Gryllus spp. .
A further strategy is the production of biodiesel using insect oil reared on waste streams on the one hand as well as oil separated from input waste in the feed preparation process on the other hand. Li et al. 2011a describes similar fuel properties of biodiesel based on BSF larvae oil to biodiesel based on rapeseed oil. Leong et al. 2016 compares biodiesel yield from BSF oil reared on fruit waste, sewage sludge as well as palm decanter cake. Another interesting side product is chitin and its further processed form of chitosan, especially accumulating in insect shells (beetles, pupae shells) but also in larvae of for instance BSF (Waśko et al. 2016). A reference process is published by Paulino et al. 2006, who is extracting chitin from silkworm chrysalides.

3 CONCLUSION AND SUMMARY

According to literature the BSF offers the biggest flexibility in terms of organic waste streams and bioconversion. Nevertheless, the choice of the “ideal bioconverter” is depending on many parameters such as the available feedstock.
From a legal point of view several questions need to be solved on behalf of the EU so that the insect technology can release its full potential. The ongoing industrialisation of the insect market highlights the fast technological development in this branch. Thus, there is still a lot of research that needs to be done, especially when considering using waste fractions containing certain pollutants. Further trials and simulation also need to be performed on the preparation of the substrate itself, in order to become a better understanding of the specific transport phenomena going on when trying to match nutritional and chemical profile, rheology of the material as well as accessibility for the insects. On the product side the potential of insects is reaching much further than the food and feed sector. Applications in medical and cosmetic industry are the next step in the long list of advantages. To sum up insects can add a value-adding contribution when heading towards a sustainable circular economy.

REFERENCES

Banks, I.J., Gibson, W.T., Cameron, M.M. (2014) Growth rates of black soldier fly larvae fed on fresh human faeces and their implication for improving sanitation. In Tropical medicine & international health : TM & IH 19 (1), pp. 14–22. DOI: 10.1111/tmi.12228.

Barragan-Fonseca, K.B. (2018) Flies are what they eat. Tailoring nutrition of Black Soldier Fly (Hermetia illucens L.) for larval biomass production and fitness. PhD Thesis. Wangeningen University, Wageningen, the Netherlands.

Brar, S.K., Verma, M., Tyagi, R.D., Valéro, J.R., Surampalli, R.Y. (2008) Wastewater sludges as novel growth substrates for rearing codling moth larvae. In World J Microbiol Biotechnol 24 (12), pp. 2849–2857. DOI: 10.1007/s11274-008-9818-z.

BugBurger (2020) The Eating insects startups: Here is the list of Entopreneurs around the world! Available online at https://www.bugburger.se/foretag/the-eating-insects-startups-here-is-the-list-of-entopreneurs-around-the-world/#list, updated on 6/30/2020, checked on 7/7/2020.

Bulak, P.; Proc, K.; Pawłowska, M., Kasprzycka, A., Berus, W., Bieganowski, A. (2020) Biogas generation from insects breeding post production wastes. In Journal of Cleaner Production 244, p. 118777. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118777.

Caligiani, A., Marseglia, A., Leni, G., Baldassarre, S., Maistrello, L., Dossena, A., Sforza, S. (2018) Composition of black soldier fly prepupae and systematic approaches for extraction and fractionation of proteins, lipids and chitin. In Food research international (Ottawa, Ont.) 105, pp. 812–820. DOI: 10.1016/j.foodres.2017.12.012.

Dortmans, B.M.A., Diener, S., Verstappen, B.M., Zurbrügg, C. (2017) Black Soldier Fly Biowaste Processing - A Step-by-Step Guide. Dübendorf, Switzerland.

European Commission (2011) Commission Regulation (EU) No 142/2011 of 25 February 2011 implementing Regulation (EC) No 1069/2009 of the European Parliament and of the Council laying down health rules as regards animal by-products and derived products not intended for human consumption and implementing Council Directive 97/78/EC as regards certain samples and items exempt from veterinary checks at the border under that DirectiveText with EEA relevance, revised 2/26/2011.

European Commission (2017) Commission Regulation (EU) 2017/ 893 - of 24 May 2017 - amending Annexes I and IV to Regulation (EC) No 999 / 2001 of the European Parliament and of the Council and Annexes X, XIV and XV to Commission Regulation (EU) No 142 / 2011 as regards the provisions on processed animal protein, revised 5/25/2017.

European Union (2001) Regulation (EC) No 999/2001 of the European Parliament and of the Council of 22 May 2001 laying down rules for the prevention, control and eradication of certain transmissible spongiformencephalopathies, revised 5/31/2001.

European Union (2004) Regulation (EC) No 853/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004 laying down specific hygiene rules for on the hygiene of foodstuffs, revised 4/30/2004.

European Union (2009a) Regulation (EC) No 1069/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 laying down health rules as regards animal by-products and derived products not intended for human consumption and repealing Regulation (EC) No 1774/2002 (Animal by-products Regulation), revised 11/14/2009.

European Union (2009b) Regulation (EC) No 767/2009 of the European Parliament and of the Council of 13 July 2009 on the placing on the market and use of feed, amending European Parliament and Council Regulation (EC) No 1831/2003 and repealing Council Directive 79/373/EEC, Commission Directive 80/511/EEC, Council Directives 82/471/EEC, 83/228/EEC, 93/74/EEC, 93/113/EC and 96/25/EC and Commission Decision 2004/217/EC-Text with EEA relevance, revised 7/13/2009.

Fowles, T.M., Nansen, C. (2019) Artificial selection of insects to bioconvert pre-consumer organic wastes. A review. In Agron. Sustain. Dev. 39 (3), p. 425. DOI: 10.1007/s13593-019-0577-z.

Grand View Research (2019) Global insect protein market. Available online at https://www.grandviewresearch.com/press-release/global-insect-protein-market, updated on 2020, checked on 7/7/2020.

Hadj Saadoun, J., Montevecchi, G., Zanasi, L., Bortolini, S., Macavei, L.I., Masino, F. (2020) Lipid profile and growth of black soldier flies (Hermetia illucens, Stratiomyidae) reared on by-products from different food chains. In Journal of the science of food and agriculture 100 (9), pp. 3648–3657. DOI: 10.1002/jsfa.10397.

Heussler, C.D., Walter, A., Oberkofler, H., Insam, H., Arthofer, W., Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M. (2018) Influence of three artificial light sources on oviposition and half-life of the Black Soldier Fly, Hermetia illucens (Diptera: Stratiomyidae): Improving small-scale indoor rearing. In PloS one 13 (5), e0197896. DOI: 10.1371/journal.pone.0197896.

Himler, L. (2018) Development of a harvesting technology for alternative organic protein sources. Focusing on high product qualities and the separation of inorganic impurities. Master thesis. Montanuniversität Leoben, Leoben, Austria.

Huang, C., Feng, W., Xiong, J., Wang, T.; Wang, W., Wang, C., Yang, F. (2019) Impact of drying method on the nutritional value of the edible insect protein from black soldier fly (Hermetia illucens L.) larvae: amino acid composition, nutritional value evaluation, in vitro digestibility, and thermal properties. In Eur Food Res Technol 245 (1), pp. 11–21. DOI: 10.1007/s00217-018-3136-y.

IPIFF (2020) International Platform of Insects for Food and Feed (IPIFF). Available online at https://ipiff.org/, updated on 2020, checked on 7/7/2020.

Jongema, Y. (2017) Worldwide list of recorded edible insects. Available online at https://www.wur.nl/en/Expertise-Services/Chair-groups/Plant-Sciences/Laboratory-of-Entomology/Edible-insects/Worldwide-species-list.htm., checked on 2020, Jul. 06.

Lähteenmäki-Uutela, A., Grmelová, N., Hénault-Ethier, L., Deschamps, M-H., Vandenberg, G.W., Zhao, A. (2017) Insects as Food and Feed: Laws of the European Union, United States, Canada, Mexico, Australia, and China. In European Food and Feed Law Review 12 (1).

Lalander, C., Diener, S., Magri, M.E., Zurbrügg, C., Lindström, A., Vinnerås, B. (2013) Faecal sludge management with the larvae of the black soldier fly (Hermetia illucens) — From a hygiene aspect. In Science of The Total Environment (458-460), pp. 312–318. Available online at https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.033

Lalander, C., Nordberg, Å., Vinnerås, B. (2018) A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces - assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion. In GCB Bioenergy 10 (2), pp. 84–91. DOI: 10.1111/gcbb.12470.

Leong, S.Y., Kutty, S.R.N., Malakahmad, A., Tan, C.K. (2016) Feasibility study of biodiesel production using lipids of Hermetia illucens larva fed with organic waste. In Waste management (New York, N.Y.) 47 (Pt A), pp. 84–90. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.03.030.

Li, Q., Zheng, L., Cai, H., Garza, E., Yu, Z., Zhou, S. (2011a) From organic waste to biodiesel: Black soldier fly, Hermetia illucens, makes it feasible. In Fuel 90 (4), pp. 1545–1548. DOI: 10.1016/j.fuel.2010.11.016.

Li, Q., Zheng, L., Qiu, N., Cai, H., Tomberlin, J.K., Yu, Z. (2011b) Bioconversion of dairy manure by black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) for biodiesel and sugar production. In Waste management (New York, N.Y.) 31 (6), pp. 1316–1320. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.01.005.

Li, W., Li, Q., Zheng, L., Wang, Y., Zhang, J., Yu, Z., Zhang, Y. (2015) Potential biodiesel and biogas production from corncob by anaerobic fermentation and black soldier fly. In Bioresource technology 194, pp. 276–282. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.06.112.

Lobnig, S. (2018) Development of the extraction process in a larvae treatment plant. Focusing on low temperature rendering. Master thesis. Montanuniversität Leoben, Leoben, Austria.

Manurung, R., Supriatna, A., Esyanthi, R.R., Putra, R.E. (2016) Bioconversion of Rice straw waste by black soldier fly larvae (Hermetia illucens L.): Optimal feed rate for biomass production. In Journal of Entomology and Zoology Studies 4 (4), pp. 1036–1041.

Oonincx, D.G.A.B., van Broekhoven, S., van Huis, A., van Loon, J.J.A. (2015) Feed Conversion, Survival and Development, and Composition of Four Insect Species on Diets Composed of Food By-Products. In PloS one 10 (12), e0144601. DOI: 10.1371/journal.pone.0144601.

Paulino, A.T., Simionato, J.I., Garcia, J.C., Nozaki, J. (2006) Characterization of chitosan and chitin produced from silkworm crysalides. In Carbohydrate Polymers 64 (1), pp. 98–103. DOI: 10.1016/j.carbpol.2005.10.032.

Purschke, B., Meinlschmidt, P., Horn, C., Rieder, O., Jäger, H. (2018) Improvement of techno-functional properties of edible insect protein from migratory locust by enzymatic hydrolysis. In Eur Food Res Technol 244 (6), pp. 999–1013. DOI: 10.1007/s00217-017-3017-9.

Salomone, R., Saija, G., Mondello, G., Giannetto, A., Fasulo, S., Savastano, D. (2017) Environmental impact of food waste bioconversion by insects: Application of Life Cycle Assessment to process using Hermetia illucens. In Journal of Cleaner Production 140, pp. 890–905. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.06.154.

Sharma, H., Giriprasad, R., Goswami, M. (2013) Animal fat-Processing and Its Quality Control. In J Food Process Technol 04 (08). DOI: 10.4172/2157-7110.1000252.

Sheppard, D.C., Tomberlin, J.K., Joyce, J.A., Kiser, B.C., Sumner, S.M. (2002) Rearing Methods for the Black Soldier Fly (Diptera: Stratiomyidae). In J. Med. Entomol. 4 (39), pp. 995-698.

Smetana, S., Palanisamy, M., Mathys, A., Heinz, V. (2016) Sustainability of insect use for feed and food: Life Cycle Assessment perspective. In Journal of Cleaner Production 137, pp. 741–751. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.148.

Spranghers, T., Ottoboni, M., Klootwijk, C., Ovyn, A., Deboosere, S., Meulenaer, B. (2017) Nutritional composition of black soldier fly (Hermetia illucens) prepupae reared on different organic waste substrates. In Journal of the science of food and agriculture 97 (8), pp. 2594–2600. DOI: 10.1002/jsfa.8081.

Tomberlin, J.K., van Huis, A. (2020) Black soldier fly from pest to 'crown jewel' of the insects as feed industry: an historical perspective. In Journal of Insects as Food and Feed 6 (1), pp. 1–4. DOI: 10.3920/JIFF2020.0003.

van Huis, A. (2013) Potential of insects as food and feed in assuring food security. In Annual review of entomology 58, pp. 563–583. DOI: 10.1146/annurev-ento-120811-153704.

Wang, H., Rehman, K.U., Liu, X., Yang, Q., Zheng, L., Li, W. (2017) Insect biorefinery: a green approach for conversion of crop residues into biodiesel and protein. In Biotechnology for biofuels 10, p. 304. DOI: 10.1186/s13068-017-0986-7.

Waśko, A., Bulak, P., Polak-Berecka, M., Nowak, K., Polakowski, C., Bieganowski, A. (2016) The first report of the physicochemical structure of chitin isolated from Hermetia illucens. In International journal of biological macromolecules 92, pp. 316–320. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2016.07.038.

Zhang, J., Huang, L., He, J., Tomberlin, J.K., Li, J., Lei, C. (2010) An artificial light source influences mating and oviposition of black soldier flies, Hermetia illucens. In Journal of Insect Science (10).

Zheng, L., Hou, Y., Li, W., Yang, S., Li, Q., Yu, Z. (2012) Biodiesel production from rice straw and restaurant waste employing black soldier fly assisted by microbes. In Energy 47 (1), pp. 225–229. DOI: 10.1016/j.energy.2012.09.006.

Poster-Vorträge

Hydrothermale Verflüssigung biogener Reststoffe

T. Braunsperger & M. Ellersdorfer
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Ziel dieser Arbeit war es zehn unterschiedliche biogene Reststoffe zu charakterisieren (Lipidgehalt, Elementaranalyse, Heizwerte) und auf ihr Potential als Einsatzstoff für die hydrothermale Verflüssigung (HTL) zu testen. Die verwendeten biogenen Reststoffe waren: zwei anaerob behandelte Klärschlämme, ein aerob stabilisierter Klärschlamm, Grünschnitt, Biomüll, Gärrest, Speisereste, Mizellen, Flotat und Fettabscheiderinhalt. Die Parameter für die HTL waren 350 °C und eine Haltezeit von 15 min. Es konnten Ausbeuten an biocrude zwischen 9,4 % (Grünschnitt) und 70,4 % (Fettabscheider) erreicht werden.

1 EINLEITUNG

Hydrothermale Verflüssigung (HTL) ist ein Prozess, bei dem Biomasse mittels Wasser bei erhöhter Temperatur und erhöhtem Druck (300 – 350 °C, 120 – 170 bar) in ein biologisches Rohöl, das sogenannte biocrude, konvertiert wird. Das Wasser dient in diesem Prozess als Reaktionsmedium, Lösungsmittel, Reaktant und als Katalysator (Tran 2016).
Da bei der hydrothermalen Verflüssigung feuchte Biomasse verwendet werden kann, können energieintensive Trocknungsprozesse eingespart werden. Andere Technologien, wie z.B. die Pyrolyse, benötigen trockene Biomasse als Einsatzstoff (Saber et al. 2016).
Während der hydrothermalen Verflüssigung werden vier unterschiedliche Produkte gebildet: biocrude, fester Rückstand, eine wässrige Phase und Gas. Biocrude ist ein dunkles, viskoses und energiereiches Öl, welches aus den apolaren Abbauprodukten der biologischen Makromoleküle (Lipide, Kohlenhydrate und Proteine) entsteht. Es hat 70 – 95 % des Energiegehalts und ähnliche Eigenschaften wie natürliches Erdöl. Die wässrige Phase besteht aus polaren organischen (z.B.: Alkoholen, Säuren) und anorganischen Molekülen (z.B.: Stickstoff- und Phosphorsalze). Das entstehende Gas besteht hauptsächlich aus CO_2, CO und geringen Mengen an Methan, Ethan und Propan. Der feste Rückstand besteht aus anorganischen Molekülen und nicht konvertierten Bestandteilen der Biomasse (López Barreiro et al. 2013).
Wichtige Prozessparameter für die hydrothermale Verflüssigung sind: Temperatur, Haltezeit, Verwendung eines Katalysators und der Einsatzstoff. Die Temperatur bei hydrothermalen Prozessen liegt typischer Weise bei 200 – 450 °C. Über die Temperatur kann das Hauptprodukt des Prozesses bestimmt werden. Bei Temperaturen bis 250 °C liegt der Fokus beim festen Rückstand (biologische Kohle), von 250 – 370 °C bei der flüssigen Phase (biologisches Rohöl, biocrude) und ab 370 °C bei der Gasphase (Synthesegas, Methan (López Barreiro et al. 2013; Dimitriadis und Bezergianni 2017)).

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Biogene Reststoffe

Zehn unterschiedliche biogene Reststoffe (zwei anaerobe Klärschlämme (KS), ein aerober Klärschlamm, Grünschnitt, Biomüll, Speisereste, Mizellen, Gärrest, Flotat und Fettabscheiderinhalt) wurden hinsichtlich ihres Potentials für die hydrothermale Verflüssigung untersucht. Die Probenbereitstellung erfolgte in Kooperation mit der Firma Saubermacher Dienstleistungs AG. Die Proben wurden als Einzelproben an unterschiedlichen Sammelplätzen und Kläranalagen gewonnen. Die Mizellen stellen einen wässrigen Rückstand aus der pharmazeutischen Produktion dar. Alle Proben wurden auf Wassergehalt, elementare Zusammensetzung, Heizwert und Lipidgehalt analysiert. Der Wassergehalt wurde mittels DIN EN 14346 (Karl Fischer Titration) bestimmt und der Heizwert nach DIN 51900-1 (Bombenkalorimeter) ermittelt. Die elementare Zusammensetzung wurde durch Verbrennung bestimmt. Um den Lipidgehalt der biogenen Reststoffe zu ermitteln wurde eine Soxhletextraktion mit Hexan durchgeführt. Alle Proben wurden bei 105 °C getrocknet, zerkleinert und anschließend gefroren gelagert. Die Bestimmungen des Lipidgehalts, der Elementaranalyse, des Heizwerts erfolgten nach der Probenaufbereitung und beziehen sich auf Trockensubstanz.

2.2 Versuchsdurchführung der hydrothermalen Verflüssigung

Für die Versuche wurde ein Batch-Autoklavsystem mit 0,6 l Gesamtvolumen verwendet. Der verwendete Versuchsaufbau ist in Braunsperger & Ellersdorfer (2019) ersichtlich.
Jeder biogenen Reststoff wurde in Doppelbestimmung hydrothermal verflüssigt. Für jeden Versuch wurden 22,22 g trockene Probe mit 200 ml destilliertem Wasser zu einer 10 m.-% Suspension vermischt. Nach dem Verschließen erfolgte eine Spülung des Autoklavs für 5 min mit Argon, um eine inerte Atmosphäre im Reaktor zu gewährleisten. Die Parameter für jeden Versuch waren 350 °C mit einer Haltezeit von 15 min. Die Rührerdrehzahl betrug 1000 rpm. Der Reaktor wurde automatisch durch einen Heizmantel auf 350 °C geheizt und es konnten dabei Drücke von 160 – 170 bar erreicht werden. Die Versuche wurden nach einer Haltezeit von 15 min auf 350 °C beendet oder wenn die 350 °C nicht erreicht werden konnten nach 2:15 h. Der Autoklav wurde mittels eingebauter Kühlspirale auf 20 °C abgekühlt und das entstandene Gasprodukt in eine Gasmaus überführt. Die Probengewinnung erfolgte mit Dichlormethan und destilliertem Wasser. Das Extrakt wurde filtriert und der feste Rückstand abgetrennt. Anschließend konnte das Filtrat in einen Scheidetrichter überführt werden, in dem sich aufgrund der Dichteunterschiede eine Phasentrennung einstellte. Die ölhältige Dichlormethanphase wurde abgezogen und das Dichlormethan in einer Destillation bei 40 °C abgetrennt, um das biocrude zu gewinnen. Die Gasphase konnte mittels Gaschromatographie auf ihre Zusammensetzung hin analysiert werden. Die Filter mit dem festen Rückstand wurden bei 105 °C getrocknet und abgewogen. Die Menge an gebildetem wässrigem Produkt konnte durch eine Massenbilanz berechnet werden. Das biocrude wurde auf elementare Zusammensetzung und Heizwert analysiert.

3 ERGEBNISSE

Abb. 1 zeigt den Lipidgehalt der biogenen Reststoffe. Der Lipidgehalt der unterschiedlichen Reststoffe liegt zwischen 2,3 % (Grünschnitt) und 92,8 % (Fettabscheiderinhalt). Der hohe Lipidgehalt des Fettabscheiderinhalts ist die Folge der Aufkonzentrierung während der Fettabscheidung.

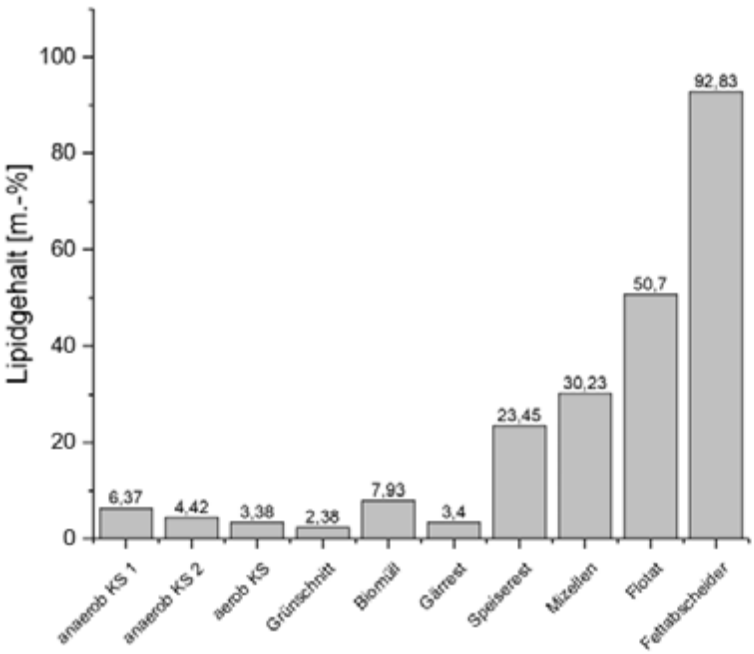


Abb. 1: Lipidgehalte der für die HTL-Versuche verwendeten biogenen Reststoffproben (bestimmt mittels Soxhletextraktion).

Tab. 1: Mittelwerte der Ausbeuten der HTL-Produkte der unterschiedlichen biogenen Reststoffproben aus den Doppelbestimmungen.

Probe	biocrude [%]	fester Rückstand [%]	Gas [%]	wässrige Phase [%]
anaerober KS 1	13,5	50,3	8,5	27,7
anaerober KS 2	12,8	44,3	10,8	32,1
aerober KS	13,8	40,5	9,9	35,8
Grünschnitt	9,4	49,2	9,7	31,7
Biomüll	16,2	40,4	13,0	30,4
Gärrest	11,0	43,1	8,7	37,2
Speisereste	34,3	19,0	13,2	33,5
Mizellen	34,0	20,8	12,2	33,0
Flotat	59,7	14,4	8,1	17,8
Fettabscheider	70,4	28,4	0,00	1,2

In Tab. 1 sind die Ausbeuten der vier unterschiedlichen HTL-Produkte ersichtlich. Die Ausbeuten an biocrude liegen zwischen 9,4 % (Grünschnitt) und 70,4 % (Fettabscheiderinhalt). Die Ausbeuten an biocrude zeigen eine Korrelation mit dem Lipidgehalt der biogenen Reststoffe (siehe Abb 1). Mit steigendem Lipidgehalt im Ausgangsmaterial erhöht sich die Ausbeute an biocrude. Diese Korrelation ist auf den chemischen Aufbau der Lipide zurückzuführen. Lipide in der Biomasse bestehen hauptsächlich aus Triglyceriden, welche aus einem Ester aus Glycerin und drei Fettsäuren bestehen. Während der HTL werden die Triglyceride hydrolysiert und teilwei-

se abgebaut, wodurch langkettige, apolare Alkylketten entstehen, welche im biocrude zu finden sind. Es ist ersichtlich, dass der Fettabscheiderinhalt eine geringere Ausbeute an biocrude liefert, als sein ursprünglicher Lipidgehalt ist. Diese Reduktion könnte auf die schlechte Mischbarkeit mit Wasser während des HTL-Prozesses zurückgeführt werden. Zudem kann die potentielle Ausbeute an biocrude durch das Abspalten von Glycerin reduziert werden, da dieses polar und wasserlöslich ist und somit in die wässrige Phase übergeht. Der feste Rückstand variiert zwischen 14,4 % (Flotat) und 50,3 % (anaerob KS 1). Die erhöhten Ausbeuten des Klärschlamms an festem Rückstand sind auf die erhöhte Menge an anorganischen Substanzen im Ausgangsmaterial zurückzuführen (Chanaka Udayanga et al. 2019). Grünschnitt weist ebenfalls eine erhöhte Ausbeute an festem Rückstand auf, die durch den erhöhten Lignocellulosegehalt verursacht wird (Reyes-Torres et al. 2018). Lignocellulose ist sehr stabil und wird während der HTL nur in geringen Mengen abgebaut (Jiang et al. 2018). Die höchste Ausbeute an Gas haben Speisereste mit 13,2 %. Der Fettabscheiderinhalt lieferte keine messbare Menge an Gas. Die durchschnittliche Gaszusammensetzung aller Proben besteht aus: 87,2 % CO_2, 7,9 % CO, 1,5 % Methan, 1,0 % Propen und 0,8 % Ethan. Die Ausbeuten der wässrigen Phasen liegen zwischen 1,2 % (Fettabscheiderinhalt) und 37,2 % (Gärrest). Aufgrund seiner Zusammensetzung aus hauptsächlich apolaren Molekülen, erzeugt der Fettabscheiderinhalt nur eine geringe Menge an polarer, wässriger Phase.

Tab. 2: Elementare Zusammensetzung der biogenen Reststoffe und der daraus gewonnen biocrude Proben.

Probe	C [%]	O [%]	H [%]	N [%]	S [%]
anaerober KS 1	33,7	56,00	4,9	4,5	0,9
biocrude anaerober KS 1	76,4	9,1	9,2	4,3	1,0
anaerober KS 2	34,2	55,2	5,4	4,2	1,0
biocrude anaerober KS 2	80,2	0,6	14,7	2,8	1,7
aerober KS	38,4	48,7	6,0	5,9	0,8
biocrude aerober KS	73,1	10,9	9,6	5,1	1,3
Grünschnitt	32,6	61,3	4,5	1,4	0,2
biocrude Grünschnitt	78,00	9,5	9,7	2,5	0,3
Biomüll	37,6	54,9	5,0	2,2	0,3
biocrude Biomüll	76,6	10,5	9,1	3,4	0,4
Gärrest	28,4	62,4	4,7	3,9	0,6
biocrude Gärrest	76,7	6,0	13,5	3,3	0,5
Speisereste	51,4	37,0	7,1	4,1	0,4
biocrude Speisereste	72,0	14,6	9,0	4,0	0,4
Mizellen	52,9	31,2	7,9	7,7	0,3
biocrude Mizellen	75,3	10,6	9,8	3,9	0,4
Flotat	57,6	30,3	8,8	3,0	0,3
biocrude Flotat	74,5	11,9	12,1	1,2	0,3
Fettabscheider	69,5	18,7	10,7	0,9	0,2
biocrude Fettabscheider	69,7	17,9	10,9	1,3	0,2

In Tab. 2 sind die elementaren Zusammensetzungen der biogenen Reststoffe sowie der daraus gewonnen biocrude Proben ersichtlich. Die elementaren Zusammensetzungen der ursprünglichen Reststoffe weisen hohe Unterschiede auf, besonders Kohlenstoff- und Sauerstoffgehalt variieren signifikant zwischen den Reststoffen. Gärrest weist den niedrigsten Kohlenstoffgehalt (28,4 %) und den höchsten Sauerstoffgehalt (62,4 %) auf. Grünschnitt hat ebenfalls mit 32,6 % einen geringen Kohlenstoffgehalt und mit 61,34 % einen hohen Sauerstoffgehalt. Dies kann auf die niedrigen Lipidgehalte und die erhöhten Lignocelluloseanteile in den Reststoffen zurückgeführt werden. Der Fettabscheiderinhalt hat den höchsten Kohlenstoffgehalt (69,5 %) und den niedrigsten Sauerstoffgehalt (18,7 %). Der hohe Kohlenstoffgehalt und der niedrige Sauerstoffgehalt können mit dem erhöhten Lipidgehalt des Fettabscheiderinhalts erklärt werden. Mit 7,7 % haben Mizellen den höchsten Stickstoffgehalt. In allen biocrude Proben stellt der Kohlenstoffgehalt mit durchschnittlich 74,3

% den größten Anteil dar. Der Sauerstoffgehalt hat mit durchschnittlich 10,9 % den zweithöchsten Anteil, gefolgt von Wasserstoff mit 10,5 % und Stickstoff mit 3,4 %. In allen biocrude Proben konnte gegenüber dem Ausgangsmaterial der Sauerstoffgehalt reduziert und der Kohlenstoffgehalt erhöht werden. Durch die HTL kam es in allen Proben ausgenommen der Speisereste zu einer Anreicherung von Schwefel im biocrude. Den höchsten Schwefelgehalt weist das biocrude von anaerob KS 2 mit 1,7 % auf. Der Stickstoffgehalt im biocrude wurde gegenüber den Reststoffen bei Grünschnitt, Fettabscheider und Biomüll erhöht. Bei allen anderen Proben wurde der Stickstoffgehalt im biocrude gegenüber den Ausgangsmaterialien reduziert. Der Wasserstoffgehalt wurde durch die HTL in allen biocrude Proben gegenüber den Reststoffen erhöht.

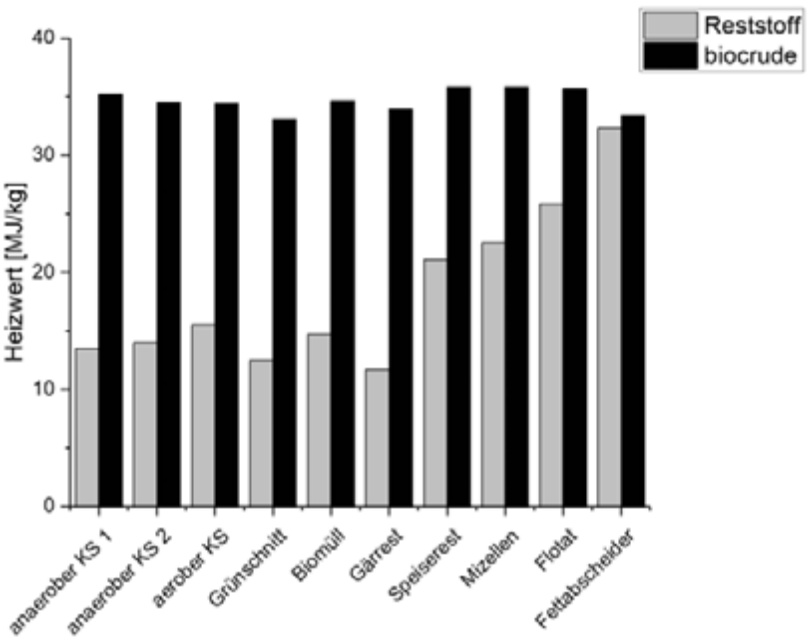


Abb. 2: Heizwerte der trockenen biogenen Reststoffe und ihrer biocrude Proben.

Abb. 2 zeigt die Heizwerte der trockenen biogenen Reststoffe und ihrer biocrude Proben. Den niedrigsten Heizwert hat Gärrest mit 11,7 MJ/kg, der durch den niedrigen Kohlenstoffgehalt und erhöhten Sauerstoffgehalt erklärt werden kann (siehe Tab. 2). Den höchsten Heizwert hat Fettabscheiderinhalt mit 32,2 MJ/kg, dieser korreliert signifikant mit der elementaren Zusammensetzung und dem Lipidgehalt (siehe Tab 2 und Abb 1). Ebenfalls in Abb 2 ersichtlich ist, dass der Heizwert von allen biocrude Proben gegenüber ihren biogenen Reststoffen erhöht werden konnten (Skaggs et al. 2018). Den höchsten Heizwert mit 35,85 MJ/kg erreichten die biocrude Proben der Speisereste und Mizellen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die zehn unterschiedlichen biogenen Reststoffe konnten erfolgreich bei 350 °C und einer Haltezeit von 15 min hydrothermal verflüssigt werden. Die Ausbeuten der vier HTL-Produkte zeigen starke Variationen abhängig vom Einsatzmaterial. Die weitere Forschung in diesem Projekt wird sich mit der hydrothermalen Co-Verflüssigung von

biogenen Reststoffen und Mikroalgen beschäftigen, um mögliche vielversprechende Mischungen zu finden.

LITERATUR

Braunsperger, Thomas; Ellersdorfer, Markus (2019): 15th Minisymposium Verfahrenstechnik, 6th Partikelforum. 29th-30th April 2019, Montanuniversitaet Leoben.

Chanaka Udayanga, W. D.; Veksha, Andrei; Giannis, Apostolos; Lisak, Grzegorz; Lim, Teik-Thye (2019): *Effects of sewage sludge organic and inorganic constituents on the properties of pyrolysis products.* In: Energy Conversion and Management 196, S. 1410–1419. DOI: 10.1016/j.enconman.2019.06.025.

Dimitriadis, Athanasios; Bezergianni, Stella (2017): *Hydrothermal liquefaction of various biomass and waste feedstocks for biocrude production: A state of the art review.* In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 68, S. 113–125. DOI: 10.1016/j.rser.2016.09.120.

Jiang, Wen; Kumar, Anuj; Adamopoulos, Stergios (2018): L*iquefaction of lignocellulosic materials and its applications in wood adhesives—A review.* In: Industrial Crops and Products 124, S. 325–342. DOI: 10.1016/j.indcrop.2018.07.053.

López Barreiro, Diego; Prins, Wolter; Ronsse, Frederik; Brilman, Wim (2013): *Hydrothermal liquefaction (HTL) of microalgae for biofuel production: State of the art review and future prospects.* In: Biomass and Bioenergy 53, S. 113–127. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.12.029.

Reyes-Torres, M.; Oviedo-Ocaña, E. R.; Dominguez, I.; Komilis, D.; Sánchez, A. (2018): *A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies.* In: Waste management (New York, N.Y.) 77, S. 486–499. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.04.037.

Saber, Mohammad; Golzary, Abooali; Hosseinpour, Morteza; Takahashi, Fumitake; Yoshikawa, Kunio (2016): *Catalytic hydrothermal liquefaction of microalgae using nanocatalyst.* In: Applied Energy 183, S. 566–576. DOI: 10.1016/j.apenergy.2016.09.017.

Skaggs, Richard L.; Coleman, André M.; Seiple, Timothy E.; Milbrandt, Anelia R. (2018): *Waste-to-Energy biofuel production potential for selected feedstocks in the conterminous United States*. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 82, S. 2640–2651. DOI: 10.1016/j.rser.2017.09.107.

Tran, Khanh-Quang (2016): *Fast hydrothermal liquefaction for production of chemicals and biofuels from wet biomass - The need to develop a plug-flow reactor*. In: Bioresource technology 213, S. 327–332. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.04.002.

Qualitätsbezogene Bewertung der Recyclingleistung mittels Statistischer Entropie

C. Roithner & H. Rechberger
Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien Österreich

KURZFASSUNG: Mit der Umsetzung des Europäischen Kreislaufwirtschaftspaketes wurde eine Vielzahl neuer Recyclingziele implementiert. Zusätzlich werden bei diesen auch die erzielten Recyclingqualitäten betrachtet. Es wurde jedoch im Zuge dessen verabsäumt, die bestehende Recyclingquotenberechnung um qualitative Aspekte zu erweitern. Aus dieser Notwendigkeit heraus wurde ein neuer Ansatz zur quantitativen und qualitativen Bewertung von Recyclingleistungen entwickelt, der auf Statistischer Entropie (SE) basiert. Mit dem neuen SE Bewertungsansatz wird die Recyclingleistung nicht - wie bisher - alleine auf Basis der ausgebrachten Recyclingmenge und des Gesamtdurchsatzes bewertet, sondern auch anhand der tatsächlichen Qualitäten (Reinheit) der ein- und ausgehenden Materialströme. Der qualitative Aspekt wird dabei durch die erzielte Konzentration des recycelten Zielmaterials (z.B. PET bei Kunststoffsortierung) ausgedrückt. So wird die bestmögliche Recyclingleistung durch eine maximale Ausbringung und Konzentrierung des Zielmaterials in einem Prozessoutput erreicht. Das Endergebnis der SE Bewertung, definiert als Recyclingeffektivität (RE), gibt somit Auskunft über die quantitative und qualitative Leistung von Recyclingprozessen.

1 EINLEITUNG

Die neuen Recyclingvorgaben der Europäischen Union (EU) erfordern deutliche Steigerungen der nationalen Recyclinganstrengungen, wobei hierbei auch die erzielten Recyclingqualitäten miteinbezogen werden müssen. Allerdings setzt die EU bei der Kontrolle der erbrachten Recyclingleistungen der einzelnen Mitgliedsstaaten auf eine rein quantitativ bemessene Recyclingquote. Dieser Umstand könnte dazu führen, dass die gesteigerten Recyclingziele vor allem durch höhere Materialdurchsätze erreicht werden, und somit ohne ausreichende Berücksichtigung der erbrachten Qualitäten. Durch die bestehende Recyclingquotenbewertung werden daher weiterhin Recyclingprozesse mit gleich hohen Mengendurchsätzen, jedoch abweichenden Recyclingqualitäten, gleich hohe Recyclingquoten erzielen. Es ist davon auszugehen, dass derartige Verzerrungen sich nachteilig auf die abfallwirtschaftlichen Ziele auswirken werden, sofern qualitative Recyclingunterschiede weiterhin nicht ausreichend in der Leistungsbewertung berücksichtigt werden. Dies würde langfristig nicht nur auf Kosten der Qualitäten gehen, sondern auch zu irreversiblen Materialverlusten innerhalb der Kreislaufwirtschaft (CE) führen (Haupt et al. 2017; Kral et al. 2013). Es ist daher notwendig, eine zusätzliche Bewertungsmethode für Recyclingprozesse zu definieren, bei der quantitative und qualitative Recyclingaspekte mit einer Metrik ausgedrückt werden und dadurch fundierte Vergleiche zwischen unterschiedlichen Recyclingtechnologien bzw. dem Recycling von EU-Mitgliedsstaaten möglich sind.

2 STATISTISCHE ENTROPIE ZUR BEWERTUNG VON RECYCLING-PROZESSEN

Grundlage, der vorgestellten Bewertungsmethode für Recyclingprozesse, bildet der Statistische Entropie (SE) Ansatz (Rechberger 1999; Rechberger & Brunner 2002), welcher bereits in verschiedenen Bereichen erfolgreich angewandt wurde (Velázquez Martínez et al. 2019, Laner et al. 2017; Zeng & Li 2016; Sobańtka et al. 2012; Rechberger & Graedel 2002). So kann mit SE (einheitsloser Wert zwischen 0 und 1) der Effekt eines Prozesses auf einen Stoffstrom ausgedrückt werden. Dieser Effekt kann zu einer Konzentrierung oder Verdünnung des betrachteten Stoffes führen, was wiederum an den Outputflüssen und den zugehörigen Stoffkonzentrationen (c) feststellbar ist. In der Regel wird eine maximale Stoffkonzentrierung (= 100 %) angestrebt, welche der niedrigsten Entropie (Minimum = 0) entspricht. Dieser Ansatz kann auch beim Recycling beobachtet werden, da hierbei die Recyclingleistung daran gemessen wird, wie vollständig und konzentriert ein bestimmtes Zielmaterial (z.B. PET als Wertstoff) am Ende des Recyclingprozesses vorliegt. Ziel ist eine effektive Separierung von Stör- und Schadstoffen (z.B. aus dem gemischten Abfallinput). Je verdünnter bzw. verunreinigter das recycelte Zielmaterial vorliegt, desto minderer ist die Recyclingleistung bzw. -qualität. Anhand dieser Analogie zeigt sich, dass der SE Ansatz dafür geeignet ist Recyclingleistungen abzubilden. Damit mit dem SE Ansatz quantitative und qualitative Recyclingaspekte bewertet werden können, müssen zwei unterschiedliche Massebilanzen aufgestellt werden: eine für die Gesamtleistung des Recyclingprozesses (= quantitativer Aspekt; z.B. Gesamtkunststoff) (vgl. Abbildung 1 oben) und eine weitere für das Zielmaterial (= qualitativer Aspekt; z.B. PET) (vgl. Abbildung 1 unten). Wie in Abbildung 1 ersichtlich, setzen sich diese Massebilanzen aus bestimmten Input- und Outputmasseflüssen zusammen. Die Gesamtbilanz deckt sich hierbei mit der EU Betrachtungsweise, in der die Recyclingquote mit den durchgesetzten Massen ($RQ \triangleq M_{out,1} / M_{inp}$) gerechnet wird. Die Zielmaterialbilanz ist Ausgangspunkt für den qualitativen Recyclingaspekt, da diese (in Relation zur Gesamtbilanz) Auskünfte über die Konzentrierung des Zielmaterials ($c_{out,i}$) in den jeweiligen Outputmasseflüssen gibt.

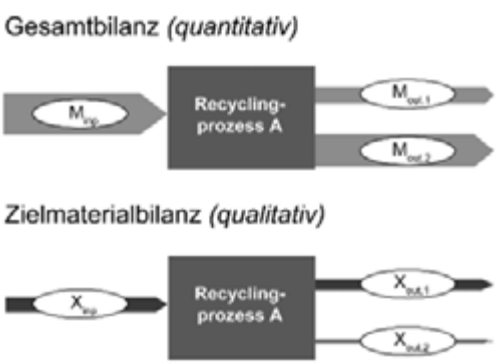


Abb. 1: Quantitative und qualitative Betrachtung eines Recyclingprozesses. Recyclingprozess A überführt den Inputmassefluss (links) in zwei Outputmasseflüsse (rechts). Oben: Gesamtbilanz (= quantitativer Aspekt); Unten: Zielmaterialbilanz (= qualitativer Aspekt)

Die Berechnung der SE basiert im Wesentlichen auf Formel (1) (Hinweis: ld ist der Logarithmus zur Basis 2; ld(0) = 0). Die SE kann auch für Prozesse mit mehreren Zielmaterialien berechnet werden. In einem Folgeschritt wird die relative SE (H_{rel}) (ein normierter Wert zwischen 0 und 1) bestimmt, welche Vergleiche zu anderen Recyclingprozessen ermöglicht.

$$H_{out}\ (c_{out,i}, m_{out,i}) = -\sum_{i=1}^{k} m_{out,i} * c_{out,i} * ld(c_{out,i}) \quad (1)$$

Das finale SE Resultat wird als "Recyclingeffektivität" (RE) definiert. Da im allgemeinen Verständnis 100 % Recycling als Bestergebnis interpretiert wird - dies jedoch bei der SE umgekehrt ist (niedrige Entropiewerte sind das Ziel) - wird die RE durch "1 - SE" berechnet.

2.1 Case Study: Recycling von Kunststoffverpackungen

Um die Anwendung des SE Ansatzes zu demonstrieren, wird im Folgenden die Recyclingleistung von zwei fiktiven Kunststoffrecyclingprozessen verglichen. PET ist hierbei als Zielmaterial definiert.

2.1.1 Szenario 1

In Abbildung 2 sind die Massebilanzen zweier unterschiedlicher Recyclingprozessen dargestellt. Rein quantitativ betrachtet, recyceln beide Prozesse 70 t/d Kunststoff. Dies entspricht einer Recyclingquote von 70 %. Unter Einbeziehung der Zielmaterialbilanzen für PET wird jedoch ersichtlich, dass Recyclingprozess 2 (RP2) mehr PET sortiert (= 58 t PET/d), und dadurch eine höhere PET-Konzentrierung vorweist ($c_{out,1} < c_{out,2}$; vgl. Abb. 2). Dieser Umstand wird mit dem SE Ansatz berücksichtigt und liefert dadurch eine bessere RE für RP2 ($RE_{RP2} = 0.47 > RE_{RP1} = 0.23$).

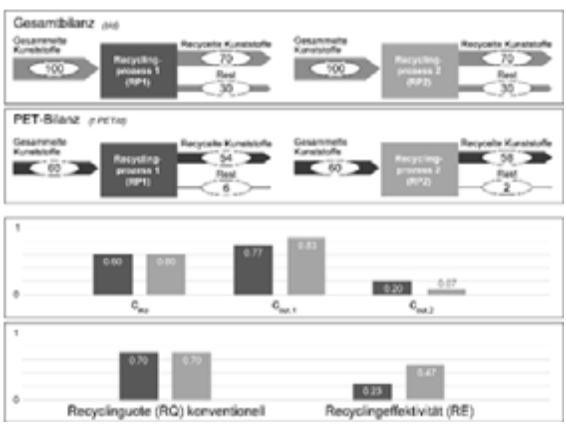


Abb. 2: Szenario 1: Gesamtbilanz und PET-Bilanz (oben) von zwei unterschiedlichen Recyclingprozessen (RP1, RP2). Mitte: Zielmaterialkonzentration in den Materialflüssen. Unten: Recyclingquote (RQ) und Recyclingeffektivität (RE) der beiden Recyclingprozesse.

2.1.2 Szenario 2

Im Vergleich zu Szenario 1 weist RP2 im Szenario 2 in der Gesamtbilanz einen höheren Output an recycelten Kunststoffen auf (vgl. Abbildung 3), wodurch die Recyclingquote von RP2 auf 80 % steigt. RP2 wäre somit rein quantitativ zu präferieren. Bei Hinzunahme der Zielmaterialbilanzen von RP1 und RP2 zeigt sich jedoch, dass RP2 eine weniger effektive Konzentrierung von PET aufweist ($c_{out,1,RP2} < c_{out,1,RP1}$), wodurch auf Basis der RE beide Recyclingprozesse gleich hohe Ergebnisse liefern.

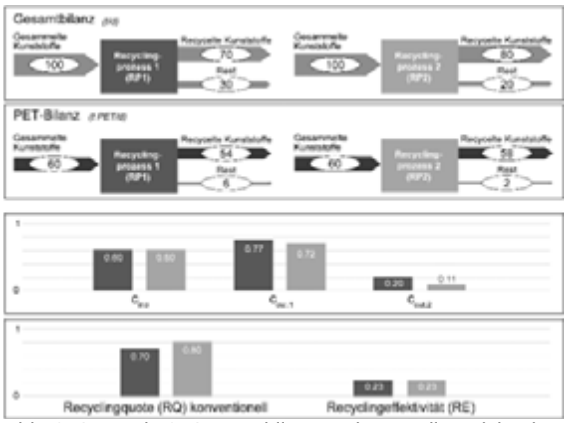


Abb. 3: Szenario 2: Gesamtbilanz und PET-Bilanz (oben) von zwei unterschiedlichen Recyclingprozessen (RP1, RP2). Mitte: Zielmaterialkonzentration in den Materialflüssen. Unten: Recyclingquote (RQ) und Recyclingeffektivität (RE) der beiden Recyclingprozesse.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Wie die Case Study zeigt, können durch den SE Ansatz quantitative und qualitative Recyclingaspekte in einem Resultat ausgedrückt werden. Die Szenarien demonstrieren, dass die rein quantitative Bewertung von Recyclingprozessen um qualitative Aspekte erweitert werden sollte, da ansonsten wesentliche Unterschiede in den Qualitäten der Prozessoutputs unberücksichtigt bleiben. Der RE Indikator könnte daher eine zusätzliche, qualitative Bewertungsgrundlage für Recyclingleistungen darstellen und so fundierte Vergleiche zwischen unterschiedlichen Recyclingprozessen bzw. EU-Mitgliedsstaaten ermöglichen. Weiters könnte durch Monitoring der RE die Umsetzung von bestimmten CE Recyclingqualitätszielen begleitet werden. Die RE eignet sich jedoch auch im kleinen Maßstab, z.B. zur Bewertung von Prozessumstellungen.

LITERATUR

Haupt, M., Vadenbo, C., Hellweg, S., 2017. Do We Have the Right Performance Indicators for the Circular Economy? Insight into the Swiss Waste Management System. J. Ind. Ecol. 21, 615–627.

Kral, U., Kellner, K., Brunner, P.H., 2013. Sustainable resource use requires “clean cycles” and safe “final sinks”. Sci. Total Environ. 461–462, 819–822.

Laner, D., Zoboli, O., Rechberger, H., 2017. Statistical entropy analysis to evaluate resource efficiency: Phosphorus use in Austria. Ecol. Indic. 83, 232–242. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.060

Rechberger, H., 1999. Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft. Vienna University of Technology.

Rechberger, H., Brunner, P.H., 2002. A new, entropy based method to support waste and resource management decisions. Environ. Sci. Technol. 36, 809–16.

Rechberger, H., Graedel, T.E., 2002. The contemporary European copper cycle: Statistical entropy analysis. Ecol. Econ. 42, 59–72.

Sobańtka, A., Zessner, M., Rechberger, H., 2012. The Extension of Statistical Entropy Analysis to Chemical Compounds. Entropy 14, 2413–2426.

Velázquez Martínez, O., Van Den Boogaart, K.G., Lundström, M., Santasalo-Aarnio, A., Reuter, M., Serna-Guerrero, R., 2019. Statistical entropy analysis as tool for circular economy: Proof of concept by optimizing a lithium-ion battery waste sieving system. J. Clean. Prod. 212, 1568–1579.

Zeng, X., Li, J., 2016. Measuring the recyclability of e-waste: An innovative method and its implications. J. Clean. Prod. 131, 156–162.

Trash Free Transbaikal Nationalpark

O.V. Ulanova & A.V. Tulochonova
INRTU, Environmental Center „Baikal Waste Management“, Irkutsk, Russland

E.W. Komarova
ALBA-Group, Interseroh Austria GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der Baikalsee ist ein Stolz und eine besondere Verantwortung für die russische Gesellschaft. Transbaikal Nationalpark mit seinen atemberaubenden Naturlandschaften ist ein Paradies für Naturliebhaber und ein idealer Ort für den aktiven Tourismus und Erholung. Unregulierter Massentourismus hat negative Umweltauswirkungen. Heute ist vor allem klar, dass die intensive Entwicklung des Tourismus im Transbaikal Nationalpark von einer Erhaltung der Naturlandschaften, sowie aktiven Umweltaufklärungsmaßnahmen und Entwicklung eines effektiven Abfallmanagementsystems begleitet werden sollte. In den Jahren 2019-2020 durch die Unterstützung von der „Lake Baikal Foundation for Environmental Applications“ und „Presidential Grants Foundation» wurde von den Autoren ein Konzept für nachhaltige Abfallwirtschaft im Transbaikal Nationalpark entwickelt. Das erarbeitete Konzept wurde strategisch ausgerichtet und basiert auf eine Reihe von Umweltprinzipien, auf Feldstudien zur Untersuchung der morphologischen Abfallzusammensetzung, Entwicklung der Szenarien für getrennte Abfallsammlung, Transportlogistik und auf soziologische Daten.

1 EINLEITUNG

Der Transbaikal Nationalpark ist einer der Parks, welcher ins Netzwerk der Naturschutzgebiete der zentralen ökologischen Zone des Baikalnaturraumes (BNR) eingegliedert ist. Der Transbaikal Nationalpark umfasst 36,4 Tausend Hektar der Wasserfläche des Baikalsees und 232,7 Tausend Hektar von Landflächen. Der Transbaikal Nationalpark ist aufgrund seines natürlichen Parameters einer der wenigen Parks in Russland, die die UNESCO-Kriterien vollständig erfüllen. Die Natur des Parks, insbesondere die Chivyrkuisky Bucht, ihre Küste und Inseln, zeichnet sich an der gesamten Baikalküste durch die Schönheit und Vielfalt seiner einzigartigen Landschaften aus (Abbildung 1). Die einzigartige Natur des Parks zieht immer mehr Besucher an, deren Anzahl von Jahr zu Jahr stetig wächst. Eines der akutesten Probleme am Transbaikal Nationalpark ist das Wachstum der Müllherbergen von Touristen. Der erste Schritt zum Aufbau eines Abfallwirtschaftssystems in den Naturschutzgebieten ist die Entwicklung eines grundlegenden Konzepts für die nachhaltige Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der notwendigen Umweltmaßnahmen.

2 DARSTELLUNG DES KONZEPTES

In den Jahren 2019-2020 durch die Unterstützung von der «Lake Baikal Foundation for Environmental Applications» und «Presidential Grants Foundation» wurde von den Autoren ein Konzept für nachhaltige Abfallwirtschaft in der Transbaikal Nationalpark entwickelt.

2.1 Zielsetzung

Ziel des Konzepts ist es, Vorschläge und Empfehlungen für den Aufbau eines nachhaltigen Abfallmanagementsystems in dem Transbaikal Nationalpark zu entwickeln zur Minimierung der Umweltauswirkungen und um einen Beitrag zur lokalen Kreislaufwirtschaft zu leisten.



Abb. 1: Schönheit und Vielfalt vom Transbaikal Nationalpark.

Aufgaben des Konzepts sind:

- Untersuchung der morphologischen Abfallzusammensetzung unter Berücksichtigung der Besonderheiten der Schichtung des Tourismussektors in der Erholungszone des Transbaikal-Nationalparks,
- Prognostizierung des Touristenstroms und des Abfallvolumens im Transbaikal Nationalpark,
- SWOT-Analyse,
- Ermittlung des Ressourcenpotenzials von Abfällen und den Aussichten für die getrennte Abfallsammlung im Transbaikal-Nationalpark,
- Entwicklung von Szenarien für die Entwicklung der Abfallwirtschaft für kurzfristige und mittelfristige Perioden,
- Bewertung von Szenarien für die Abfallbewirtschaftung mittels Umwelt- und Wirtschaftsindikatoren,
- Entwicklung von Transportlogistik für den Restabfall und Sekundärressourcen,
- Entwicklung von Regeln für den Umgang mit Abfallströmen für Touristen und
- Entwicklung von Empfehlungen und Roadmap für die Verwaltung des Transbaikal Nationalparks.

2.2 Untersuchung der morphologischen Abfallzusammensetzung im Transbaikal Nationalpark

Feldstudien zur morphologischen Abfallzusammensetzung wurden in der Touristensaison (vom 31.07.2019 bis 10.08.2019) im Rahmen des Pilotprojekts „Trash Free Nationalparks“ durchgeführt. Die Forschung wurde in zwei Zonen durchgeführt:

- Bucht von «Ust-Barguzin» und
- Bucht von «Chivyrkuisky».

Die Gesamtlänge der Route für die Untersuchung von zwei Zonen betrug 205 km.
Die Untersuchung der Schichtung von Orten im Transbaikal-Nationalpark basierte auf einem Ansatz, der den Organisationsgrad des Tourismussektors charakterisiert (Entwicklung der Infrastruktur für die Abfallsammlung, Komfort usw.). Während der Felduntersuchung wurden sechs verschiedene Arten von touristischen Erholungsgebieten (Schichtung) identifiziert. Der Mittelwert der morphologischen Abfallzusammensetzung im Transbaikal Nationalpark ist in Abbildung 2 dargestellt.

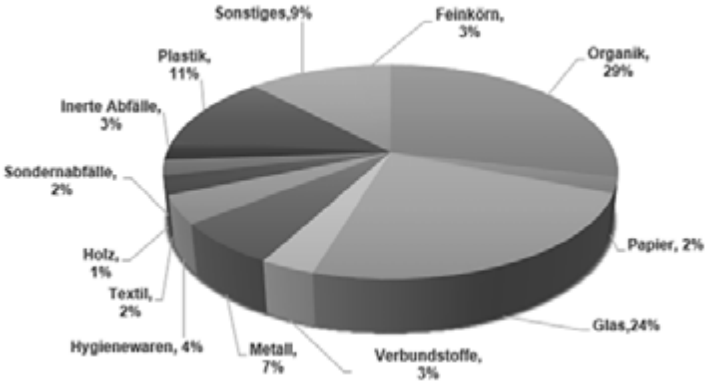


Abb. 2: Mittelwert der morphologischen Abfallzusammensetzung im Transbaikal Nationalpark.

2.3 Szenarien der Entwicklung der Abfallwirtschaft für kurzfristige und mittelfristige Perioden

Die Hauptrichtung bei der Entwicklung der Szenarien für eine nachhaltige Abfallbewirtschaftung ist die Einführung eines separaten Abfallsammelsystems. Im Konzept wurden vier Szenarien entwickelt:

2.3.1 Für eine kurzfristige Periode (2020):
1. Das pessimistische Szenario sieht eine getrennte Sammlung von Abfällen in zwei Behältern vor: Raten der getrennten Abfallsammlung (17 %)
- "trockener Abfall" (Sekundärrohstoffe - Kunststoff, Metall, Glas) und
- "nasser Abfall" (Restmüll).

2. Im realistischen Szenario wird eine getrennte Sammlung einzelner Abfallfraktionen in vier Behältern berücksichtigt. Raten der getrennten Abfallsammlung (18 %)
- Kunststoff (PET-Flaschen – 51 % des Gesamtvolumens von „Kunststoff“),
- Metall (Aluminiumdosen – 55 % des Gesamtvolumens von „Metall“),
- Glas (drei Farben) und
- Restmüll.

3. Das optimistische Szenario impliziert die getrennte Sammlung einzelner Abfallfraktionen in vier Behältern mit einer größeren Auswahl an recycelbaren Materialien: Raten der getrennten Abfallsammlung (21 %)
- Kunststoff (PET-Flaschen + LDPE, HDPE, gemischter Kunststoff),
- Metall (Aluminiumdosen + Eisenmetall (Blechdosen usw.),
- Glas (drei Farben) und
- Restmüll.

2.3.2 Für eine mittelfristige Periode (2023)
Dieses Szenario ist ein optimistisches Szenario, das auf den prognostizierten Mengen der Abfallerzeugung für 2023 basiert und vorbehaltlich der Erreichung optimaler Raten der getrennten Abfallsammlung (31 %). Zur Beurteilung des Effizienten der Szenarien für die kurzfristige und mittelfristige Periode wurden vier Zielindikatoren sowie Umwelt- und Wirtschaftsindikatoren (z.B. CO_2-Fußabdruck, abgewendete Umweltschäden etc.) verwendet.



Abb. 3: Neue Containerstandorte für die getrennte Abfallsammlung im Transbaikal Nationalpark im Eingangsbereich (touristische Saison, Sommer 2020*).*

2.4 Transportlogistik

Für die Touristensaison (Sommer 2020) wurde ein realistisches Szenario ausgewählt. Der Nationalpark verfügt über fünf Containerstandorte für die getrennte Abfallsammlung: am Parkkontrollpunkt (Eingangsbereich), auf Campingplätzen: Myagkaya Karga, Sorozhya, Monakhovo und im Dorf Kurbulik. Für die vier Szenarien wurde Transportlogistik entwickelt und die Gesamtkosten des Logistiksystems berechnet. Es wurden schrittweise Routen für den Müllabfuhrwagen erstellt: von den Containerstandorten im Erholungsgebiet des Nationalparks (Buchten: Bargurnsky- und Chivyrkuisky) bis zur den Recyclingsunternehmen und der Deponie.

2.5 Umweltaufklärungsmassnahmen

Besondere Aufmerksamkeit im Konzept wurde der Popularisierung der getrennten Sammlung von Abfällen unter Berücksichtigung gesetzlicher Beschränkungen in der zentralen ökologischen Zone des Baikalnaturraums gewidmet. Für die Umwelterziehung verschiedener Zielgruppen wurden Informationen und Referenzmaterialien (Broschüren, Faltblätter etc.) entwickelt.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse des Konzepts können verwendet werden:

- zur Verbreitung und Anpassung in angrenzenden besonders geschützten Naturgebieten des Baikalnaturraums und
- zur Förderung der Entwicklung eines Touristen- und Erholungsclusters und des Ökotourismus in den Naturschutzgebieten des Baikalnaturraums.

Das entwickelte Konzept soll der Direktion des Transbaikal Nationalpark helfen, ein modernes und nachhaltiges Abfallwirtschaftssystems einzuführen. Die Informierung der Besucher vom Nationalpark wird von Freiwilligen durchgeführt.

LITERATUR

Konzept für nachhaltige Abfallwirtschaft im Transbaikal Nationalpark (2019) Moskau. 163 s. URL:https://baikalfoundation.ru/kontseptsiia-ustoichivogo-obrashcheniia-s-tko-na-territorii-zabaikalskogo-natsionalnogo-parka/.

Collective research projects: Reviewing gaps in the recycling of multilayer flexible food packaging

A. Bauer & V. Krauter
University of Applied Sciences, Section of Packaging & Resource Management, Vienna, Austria

ABSTRACT: Recyclability and sustainability are conflicts in multilayer flexible food packaging, where material combinations (polymers, paper, aluminium) intend functionality. To increase the sustainability of multilayer flexible packaging through recyclable solutions, systemic and technical obstacles need to be considered. A holistic redesign approach, addressing food protection and the packaging's end of life (collection, sorting, recycling) is essential to improve these already sustainable packaging solutions. To this, current collective research projects at the University of Applied Sciences, aim to closely link science and industry, promote research in the field of sustainable packaging and provide solutions to recycling goals of the European Union.

1 SUSTAINABAILITY THROUGH RECYCLABILITY?

Sustainability of food and packaging are issues in the global discussion on how to reduce unintended climate and environmental changes (UN 2015). For many consumers, packaging seems to be an unnecessary companion of food, harming ecosystems. Without any doubt, littered items from mismanaged waste pose a threat to the environment. However, it is often neglected that packaging plays an important role in the protection of food and allows reducing food loss and waste and herewith-associated environmental impacts. Still, one prerequisite is that adequate waste management is given (PlasticsEurope 2018). An optimal point of packaging, as depicted in the so called *Soras Curve or Innventia AB Model* illustrates this issue: In the case of insufficient packaging, food deteriorates and indirectly induces environmental harm, as resources, which ran into its production, are lost. In the case of too much packaging, waste at end of life is increased (EC 2011). Until now, multilayer packaging is offering protection at this optimized point - lightweight solutions and tailored protection (Barlow & Morgan 2013). Against the background of a circular economy, the requirement of protection and sustainability, especially in the context of reduced material use, does not suffice, and recyclability is focussed recently (EC 2018). The main issue with multilayer flexibles is that they are, due to incompatibilities of the used materials, in most cases chemically, but not mechanically recyclable (McKinlay & Morrish 2016). Science and industry mostly agree on how to redesign for favoured mechanical recyclability, based on available infrastructure. However, for food products with complex requirements, already recyclable solutions cannot be widely adopted. Browsing recommendations for the redesign of flexibles, a focus on polyolefines is found (Ceflex 2020). This is comprehensible for recyclability reasons, but as far as the molecular constitution allows, barrier properties are not comparable to, for example, aluminium layers (Dixon 2011). Hence, conflicts between sustainability and recyclability arise, as it is not self-evident, that recyclability enhances sustainability. This potential trade-off is shown in publications, discussing that changing from recyclable but rigid mono material packaging, to non-recyclable flexible multilayer solutions, would still be the environmentally preferable option, i.a. accounting for lightweightness (Flexible Packaging Europe 2018). Nevertheless, recyclable solutions are a top goal of political agendas, reaching for sustainability through circularity (EC 2018). Particularly, the balance between recyclability and sustainability induces need for research. Industry alone is

hardly able to develop and evaluate new packaging solutions striving for recyclability and sustainability in replacing multilayer flexibles, as connected improvements and assessments affect various stakeholders (Ellen MacArthur Foundation 2017, EC 2014).

2 NEED FOR COLLECTIVE RESEARCH

The University of Applied Sciences initiated collective research projects, addressing this balance. One of the largest projects, "REFLEX – Collective research for recyclable food packaging film", involving more than a dozen partners from industry, focuses on the development of recyclable coatings to substitute the need for material combinations to generate protective barrier properties for packaging. Redesign recommendations from industry, prioritizing polyolefin films, are taken into account, as infrastructure (collection, sorting) exists, and mechanical recycling is possible (Ceflex 2020). In the substitution of multilayers, coatings (commonly SiOx, AlOx) are considered as a promising approach to optimise barrier properties of polyolefins (Dixon 2011, Morris 2017). The aim of the project is to increase the technical readiness of specific coatings. One main obstacle in substituting multilayer flexible packaging through coated mono polyolefins, is processability since coatings show mechanical instability in steps of converting, processing and filling. As the chosen base material shows flexibility, the coating too must possess some degree of "flexibility" or must be applied self-protective (for example between polymer layers). If coatings are rigid and unprotected, occurring cracks make applications needless, as barrier properties are thus diminished (Morris 2017). Reflecting issues accompanying the substitution of multilayer flexible packaging to recyclable solutions, several questions still remain to be answered. Considerably more work will need to be done, to determine how specific coatings can be improved to generate widely applicable solutions. With collective research projects, aiming for enhanced technical readiness of coatings, holistic packaging improvement is facilitated. Joint action, including all stakeholders, is key to develop circular products.

REFERENCES

Barlow, C. Y., & Morgan, D. C. (2013) Polymer film packaging for food: An environmental assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, *78*, 74-80.

Ceflex (2020) Designing for a circular economy. Recyclability of polyolefin-based flexible packaging. Technical Report.

Dixon, J. (2011) Packaging Materials. 9. Multilayer packaging for food and beverages. ILSI Europe Report Series. Brussels.

Ellen MacArthur Foundation (2017) The new plastics economy. Catalysing action.

European Commission (2011). Retail forum for sustainability. Issue Paper N°8. Packaging optimization. Brussels.

European Commission (2014) Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe. Brussels.

European Commission (2018) A European Strategy for Plastics in a Circular Economy. Brussels.

Flexible Packaging Europe (2018) Flexible Packaging supports sustainable production and consumption. Fact sheet.

McKinlay, R., Morrish, L. (2016) REFLEX PROJECT. A summary report on the results and findings from the REFLEX project.

Morris, B. A. (2017). 4-Commonly Used Resins and Substrates in Flexible Packaging. *The Science and Technology of Flexible Packaging. Oxford: William Andrew Publishing*, 69-119.

PlasticsEurope (2018) Plastics – the Facts 2017. An analysis of European plastics production, demand and waste data.

United Nations (2015) Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. New York.

Zukünftige Recyclingpotenziale: Eine Untersuchung metallischer Rohstoffe in Smartphones

B. Bookhagen, D. Bastian & P. Buchholz
Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Berlin, Deutschland

C. Koeberl
Universität Wien, Department für Lithosphärenforschung, Wien, Österreich

J. Irrgeher, C. Opper & T. Prohaska
Montanuniversität Leoben, Department Allgemeine, Analytische und Physikalische Chemie, Leoben, Österreich

M. Faulstich
Technische Universität Clausthal, Lehrstuhl für Umwelt- und Energietechnik, Goslar, Deutschland

KURZFASSUNG: Smartphones enthalten viele wichtige Metalle. Dennoch sind die öffentlich zugänglichen Daten über den detaillierten Inhalt begrenzt. In dieser Studie wurden die Gehalte von 53 Metallen und Halbmetallen in Smartphones analysiert und ihr Einfluss auf die Rohstoffmärkte und Potenziale für Recycling untersucht. Trotz der geringen Mengen von einzelnen Metallen je Gerät, tragen die hohen Verkaufszahlen von Smartphones zum weltweiten Metallverbrauch bei. Die Auswirkungen auf die Metallmärkte sind für vergleichbar kleine Märkte wie Ga und Ta am sichtbarsten: Die 7,4 Milliarden Geräte, die 2012-2017 verkauft wurden, könnten theoretisch die globale Metallversorgung für 91 Tage im Falle von Ga, 73 Tage für Ta, 23 Tage für Pd, 14 Tage für Au und 6 Tage für REE aufrechterhalten. Der reine Metallwert eines einzelnen Smartphone-Geräts summiert sich derzeit auf 1,02 € (Stand Nov 2019, Pre-Corona). Mit den derzeitigen Standard-Recyclingmethoden für Au, Ag, Pd, Pt, Cu werden rund 85 % des gesamten Metallwertes recycelt, obwohl diese fünf Metalle nur 12 Gewichtsprozent der bewerteten Metalle abdecken. Ein Vergleich mit dem aktuellen Bergbau zeigt, dass für Au, Pd, Cu, Pt, Ta, In und Ga die Leiterplatte höhere Metallanteile als abgebaute Erze enthält. Der REE-Gehalt in Magneten ist dreimal höher als in Reicherzen.

1 EINLEITUNG

Um zu beurteilen, welche Rohstoffe in zukünftigen Energiesystemen zur CO_2-Reduzierung verwendet werden könnten, ist eine Abschätzung der Verfügbarkeit dieser Materialien notwendig. Bedenken bezüglich der Versorgungssicherheit haben in den letzten Jahren zu einer vermehrten Diskussion einer möglichen Kreislaufwirtschaft und der Untersuchung von Lieferketten geführt (z.B. Graedel et al. 2013). Dazu gehören unter anderem der Primär- und der sekundäre Sektor für die Verfügbarkeit mineralischer Rohstoffe.

Die hier gezeigten Ergebnisse stammen aus der Publikation Bookhagen et al. 2020. Ziel dieser Studie war es, den Rohstoffgehalt im Smartphone, als repräsentatives Beispiel für die wichtige Abfallkategorie der Elektro- und Elektronikgeräte (waste electrical and electronic equipment, WEEE), zu identifizieren und mögliche Einflüsse auf den Rohstoffmarkt zu untersuchen. Hierfür wurden sowohl das primäre Angebot für

die Herstellung, als auch die derzeit potenziell zur Verfügung stehenden Anteile durch Recycling von Smartphones bewertet, mit einem Fokus auf Metalle, Übergangsmetalle und Lanthanoide (nachfolgend als Metalle zusammengefasst).

2.1 Warum Smartphones

WEEE sind einer der am schnellsten wachsenden Abfallströme (EU Commission 2020). Mobiltelefone werden gerne als repräsentatives Beispiel für WEEE herangezogen. Als Vertreter der Informations- und Kommunikationstechnologien (IKT) enthalten sie ähnlich wie Tablets, Netbooks, Notebooks und Laptops eine große Anzahl verschiedener, teilweise seltener und wertvoller Metalle (Huisman et al. 2017). Weiterhin stehen den hohen Verkaufszahlen (1,8 Milliarden verkaufte Mobiltelefone 2018) eine weltweit nur geringe Recyclingquote von 5 -10 % gegenüber, und die Sammlung der Geräte am End-of-Life (EoL) ist aus verschiedenen Gründen problematisch (Huisman et al. 2007). Smartphones sind eine spezielle Klasse von Mobiltelefonen und machen seit 2014 den größten Teil der verkauften Mobiltelefone aus: 2018 wurden 1,42 Milliarden Smartphones verkauft (von 1,86 Milliarden Mobiltelefonen), und von 2012 bis 2017 wurden insgesamt 7,42 Milliarden Smartphones verkauft (Statista 2019).

2 METHODEN

Die Smartphones wurden zunächst komplett manuell zerlegt, gewogen und dokumentiert. Alle Metallteile wurden mit Mikrowellen-unterstützter Säuredigestion aufbereitet und mit optischer Emissionsspektrometrie mittels induktiv gekoppelten Plasmas (ICP-OES) und induktiv gekoppelter Massenspektrometrie (ICP-MS) analysiert. Die genaue Methodik findet sich in Bookhagen et al. (2018) beschrieben.

51 % des Smartphone-Gewichts von durchschnittlich 110 g ohne Akku wurden quantifiziert, wobei die verbleibenden Teile hauptsächlich aus Kunststoffen und Glas bestehen.

Bei allen Angaben in diesem Bericht handelt es sich um Durchschnittswerte aus drei repräsentativen Smartphone-Modellen für den Zeitraum 2012-2017. Die ausgewählten sogenannten „Technologiemetalle“, die hier weiter untersucht wurden sind Gold (Au), Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Gallium (Ga), Germanium (Ge), Palladium (Pd), Platin (Pt), die Seltenen Erden (SEE) und Tantal (Ta).

Für die Preise wurde die BGR-Datenbank verwendet, die aus kommerziellen Datenbanken zusammengestellt ist. Wegen der extremen und kurzfristigen Preisschwankungen durch Auswirkungen der Covid-19-Pandemie wurden die Preise von Nov. 2019 verwendet, da diese derzeit repräsentativer sind.

Der hier berechnete reine Metall- oder Materialwert ist nicht mit den Kosten von Bauteilen, z.B. einem Prozessorchip, identisch. Der Metallwert ist der theoretische Wert, den das aufgeschmolzene Metall zum bestehenden Metallpreis erreichen würde.

Der Vergleich von Inhalten der Metalle in Smartphones mit Metallgehalten aus dem aktuellen Bergbau erfolgt anhand der Datenbanken der BGR. Es wurden jeweils die größten Produzenten im Bergbau abgebildet; bei Metallen wie Kobalt, Gallium, Germanium, den Seltenen Erden und Tantal, die größtenteils als Beiprodukte beim Abbau anderer Metalle gewonnen werden, wurden Referenz- und Mittelwerte aus der Literatur verwendet.

3 ERGEBNISSE

In unseren Untersuchungen wurden 66 Elemente in Smartphones gefunden, davon wurden 53 Metalle quantifiziert. Die Inhalte der meisten Metalle sind gering (siehe Abb. 1). Die häufigsten Metalle (Gewichtsanteil) mit über einem Gramm je Gerät sind in absteigender Reihenfolge Eisen (Fe), Silizium (Si), Magnesium (Mg), Aluminium (Al), Kupfer (Cu), Nickel (Ni) und Chrom (Cr). Zusammen mit den Metallen Zinn (Sn), Zink (Zn) und Strontium (Sr) machen diese 10 Metalle bereits 93 Gew.-% der gesamten 53 Metalle aus.

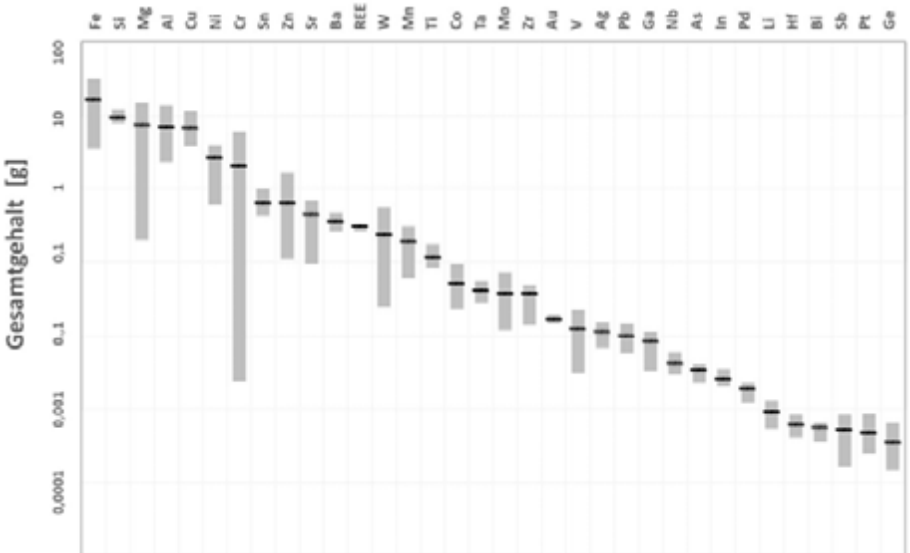


Abb. 1: Gesamtgehalt der einzelnen Metalle in einem Smartphone in Gramm. REE: Seltene-Erdmetalle zusammengefasst. Die grauen Balken zeigen die Verteilung über die drei untersuchten Smartphones, der schwarze Balken manifestiert den Durchschnitt. Beachten Sie die logarithmische Skala auf der Y-Achse (nach Bookhagen et al. 2020).

Anteilig nach ihrem Gewicht im Smartphone liegt der reine Gesamtwert der 53 Metalle derzeit bei 1,02 € für ein Smartphone. Die 12 wertvollsten Metalle berechnet nach anteiligem Gehalt im Smartphone sind (sortiert nach absteigendem anteiligem Wert): Gold, Palladium, Nickel, Kupfer, Silizium, Magnesium, Platin, Neodym, Aluminium, Zinn, Eisen und Gallium.

Zum Beispiel ist Gold nur mit durchschnittlich 0,017 g je Gerät enthalten aber stellt alleine 72 % des gesamten Metallwertes eines Gerätes; Eisen ist mit 15,98 g das masseanteilig häufigste Metall, aber stellt unter 1 % des gesamten Metallwertes.

Die Leiterplatte enthält 90 Gew.-% des gemessenen Goldes, 98 Gew.-% des Kupfers, 99 Gew.-% des Palladiums, 86 Gew.-% des Indiums und 93 Gew.-% des Tantals in einem Smartphone. Damit sind die Metalle der Leiterplatte bereits 0,85 € wert (83 % des gesamten Metallwertes), obwohl die Leiterplatte mit durchschnittlich 15,73 g nur 14 Gewichtsprozent des gesamten Gerätes von 110,76 g ausmacht.

Der reine Indium-Gehalt aus dem Display beträgt 0,0004 g je Gerät. Auf der Leiterplatte befinden sich weitere 0,0022 g. Damit liegt der Wert des Indiums von insgesamt 0,0026 g unter einem Cent je Gerät.

Für die SEE je Gerät ergibt sich ein reiner Metallgehalt von 0,3034 g mit einem Wert von derzeit 0,03 €, der zu 96 % von den Seltenen Erden Neodym, Dysprosium und Gadolinium gebildet wird. Diese stammen zu 96 Gew.-% aus den Magneten aus Lautsprecher, Kamera und Vibrationsmotor (zusammen etwas über 1 g je Gerät). Die verbleibenden 4 Gew.-% der SEE sind lediglich in Spuren im Display und auf der Leiterplatte verteilt.

Der Gesamtgehalt an Tantal beträgt 0,04020 g je Smartphone, davon 93 Gew.-% auf der Leiterplatte.

3.1 Recycling von Smartphones

Recycling kann einen wichtigen Beitrag zur Erhöhung des Rohstoffangebots und damit auch der Verfügbarkeit leisten. Recycling hängt von verschiedenen Faktoren ab: Neben dem Rücklauf und der Sammlung der Altgeräte (Erreichbarkeit, logistischer Aufwand, Transportwege, etc.) treten für das fachgerechte Recycling von Smartphones auch Herausforderungen bei den Trennverfahren und Recyclingtechnologien auf. Der Wert der zurückgewonnenen Metalle (bei den gegebenen Metall- und Schrottpreisen) muss alle Prozesse zu ihrer Gewinnung wirtschaftlich tragen; ebenso sind die physikalischen und thermodynamischen Grenzen zur Rückgewinnung festgesetzt (d.h. welche kombiniert vorliegenden Elemente mit Hilfe pyro- und/oder hydrometallurgischer Verfahren getrennt werden können und welche Elemente in die Schlacke übergehen, siehe Reuter et al. 2005). Neben der Rückgewinnung der Metalle spielt hier auch die Schadstoffentfrachtung eine Rolle, insbesondere der Akkus, auf die hier nicht weiter eingegangen wird. Der hier betrachtete Gehalt der Metalle in den Geräten im Vergleich zu den primären Erzen ist daher nur ein Aspekt unter vielen und kann lediglich als Datengrundlage für potenzielle zukünftige Diskussionen für das Recycling dienen.

Tab. 1: Inhalt und Wert ausgewählter Metalle in den 7,43 Milliarden verkauften Smartphones von 2012-2017. Zahlen gerundet.

Metall	Metallgehalt in 7,42 Milliarden Geräten [t]	Theoretischer Metallwert in 7,42 Milliarden Geräten (Preise 11/2019) [€]
Au	125	5.000.000.000
Pd	14	730.000.000
Ni	19.000	266.000.000
Cu	49.000	260.000.000
Si	69.000	148.000.000
Mg	54.000	108.000.000
Pt	4	93.000.000
Nd	1.600	74.000.000
Al	50.000	80.000.000
Sn	4.700	70.000.000
Ta	300	68.000.000
Fe	120.000	45.000.000
Ga	62	8.000.000
In	19	2.800.00

Die fünf Metalle Gold, Kupfer, Palladium, Platin und Silber werden nach Standardprozessen in der Kupferschmelze aus Smartphones zurückgewonnen; diese fünf Metalle machen bereits rund 85 % des gesamten Metallwertes aus.

Die weiteren Potenziale, die theoretisch in den 7,42 Milliarden verkauften Smartphones enthalten, werden erst durch die große Anzahl der verkauften Geräte deutlich, siehe Tabelle 1.

Tab. 2: Angaben ausgewählter Technologiemetalle zu durchschnittlichen Gehalten aus der aktuellen Bergbauproduktion (I), in Smartphones (gesamtes Gerät, II) und der Leiterplatte (III), zu den Inhalten von 7,42 Milliarden verkauften Smartphones aus dem Zeitraum 2012-2017(III), sowie zum theoretischen Beitrag von III für diese Metalle zur Weltproduktion von 2016 (IV) (nach Bookhagen et al. 2020).

Metall	I Ø Gehalt in Erzen aus der Bergbau-produktion [mg/kg]	II Ø Gehalt in Smart-phones [mg/kg]	III Ø Gehalt der Leiter-platte von Smartpho-nes [mg/kg]	IV Gesamtinhalt in verkauften Smartphones 2012-2017 [t]	V Anteil von IV an Welt-produktion (2016) in Tagen
Gold (Au)	0,6 - 4,6 ([1])	155	1.080	125	14 Tage
Kobalt (Co)	1000 - 6000 ([1])	496	439	411	2 Tage
Kupfer (Cu)	3.400 - 20.000 (ø 4,900)	57.896	390.548	49.000	< 1 Tag
Gallium (Ga)	ø 57; bis zu 120	82	183	70	91 Tage
Germanium (Ge)	30 - 279; bis zu 850	3	12	3	9 Tage
Indium (In)	25-50	23	140	19	10 Tage
Palladium (Pd)	0,03 - 14,28	17	126	14	23 Tage
Platin (Pt)	0,03 -19,2	5	13	4	7 Tage
SEE (Seltene Erden)	300 - 88.000	2.749	727	2.251	ca 6 Tage
Tantal (Ta)	182 - 250 ([1])	362	2.385	300	73 Tage

[1] nur konventioneller Bergbau ohne artisanaler Bergbau

Einige Technologiemetalle, wie Gold, Kupfer, Palladium, SEE und Tantal weisen einen deutlich höheren Gehalt in Smartphones auf als in primären Erzen, siehe Tabelle 2. Für Gallium, Germanium, Indium und Platin gilt dies nur für die separat betrachtete Leiterplatte (für die vorherigen sind die Gehalte auf der Leiterplatte sogar noch deutlich höher).

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

In Hinsicht auf die Kreislaufwirtschaft zeigt sich, dass dem Recycling von Smartphones nicht nur ökonomische und physikalisch-thermodynamische Grenzen, sondern auch ökologische Grenzen gesetzt sein können, nämlich wenn das Recycling von Komponenten zu einer größeren Umweltbelastung führt (durch Trennung, Transport, Vorbehandlung, Prozessumstellung, Energie und Emissionen), als durch die Rückgewinnung eingespart werden können. Hier sind detaillierte Daten für jedes Metall notwendig. Das bedeutet, ein hundertprozentiges Recycling aller Metalle in einer komplexen multimetallenen Matrix wie Smartphones ist technisch und thermodynamisch nicht realisierbar, wirtschaftlich nicht durchführbar, und ökologisch nicht sinnvoll (Reuter et al. 2019).

Dies zeigt sich in Bezug auf Smartphones insbesondere für die Metalle Gallium, Germanium, Kobalt, Tantal und Seltene Erden auf den Leiterplatten, sowie Indium und SEE aus dem Display. Diese sind in zu geringen Gesamtgehalten, zu komplex verbaut

und zu dissipativ verteilt zu finden. Hier wären bspw. für Tantal, wie auch von Überschaar et al. (2017) beschrieben, physikalischen Trennvorgänge nötig, um die tantalhaltigen Komponenten vor den pyrometallurgischen Prozessen zu separieren. Die bestehenden Prozesse führen bereits rund 85 % des gesamten Metallwertes eines Smartphones zurück.

Einzig für die Seltenerdmagnete, sofern eine effiziente Abtrennung möglich ist, könnte das Recycling von Gallium und SEE in Zukunft interessant werden, zumal durch vermehrte Kameramodule in neuen, hochpreisigen Geräten ab 2017 eine größere Anzahl von Seltenerdmagneten enthalten sein dürften.

LITERATUR

Bookhagen, B., Bastian, D., Buchholz, P., Faulstich, M., Opper, C., Irrgeher, J., Prohaska, T., Koeberl, C. (2020) Metallic Resources in Smartphones. Resources Policy, im Druck.

Bookhagen, B., Obermaier, W., Opper, C., Koeberl, C., Hofmann, T., Prohaska, T., Irrgeher, J. (2018) Development of a versatile analytical protocol for the comprehensive determination of the elemental composition of smartphone compartments on the example of printed circuit boards. Analytical Methods. 10, 3864-3871 https://doi.org/10.1039/C8AY01192C

EU Commission (2020). A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and social committee and the committee of the regions. https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/communication-shaping-europes-digital-future-feb2020_en_3.pdf (abgerufen am 5.6.2020)

Graedel, T.E., Harper, E.M., Nassar, N.T., Reck, B.K. (2013) On the materials basis of modern society, PNAS 112, 6295–6300, http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1312752110

Huisman, J., Magalini, F., Kuehr, R., Maurer, C., Ogilvie, S., Poll J. (2007) Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). Final report. United Nations University. Study No. 07010401/2006/442493/ETU/G4 http://ec.europa.eu/environment/waste/weee/pdf/final_rep_unu.pdf (abgerufen am 5.6.2020)

Reuter, M.A., Boin, U.M.J., van Schaik, A., Verhoef, E.V., Heiskanen, K., Yang Y., Georgalli G. (2005). The Metrics of Material and Metal Ecology, Harmonizing the Resource, Technology and Environmental Cycles; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands. 721 pages.

Reuter, M.A., van Schaik, A., Gutzmer, J., Bartie, N., Abadias-Llamas, A. (2019) Challenges of the Circular Economy: A Material, Metallurgical, and Product Design Perspective. Annu. Rev. of Mater. Res. 49:253-274. https://doi.org/10.1146/annurev-matsci-070218-010057

Statista - Absatz von Tablets, PCs und Smartphones weltweit, https://de.statista.com/statistik/daten/studie/256337/umfrage/prognose-zum-weltweiten-absatz-von-tablets-pcs-und-smartphones/ abgerufen am 5.6.2020

Überschaar, M., Jalalpoor, D.D., Korf, N., Rotter, V.S. (2017) Potentials and Barriers for Tantalum Recovery from Waste Electric and Electronic Equipment. Journal of Industrial Ecology. 21(3) 700-714. https://doi.org/10.1111/jiec.12577

Circular economy from an SDG perspective: A multi-stakeholder process for developing policy options

D. Schrack & E.G. Hansen
Johannes Kepler University Linz (JKU), Institute for Integrated Quality Design (IQD), Linz, Austria

ABSTRACT: The concept of Circular Economy (CE) is viewed to be a promising approach to help reduce global sustainability pressures. Besides political initiatives at the European level to advance CE, the United Nations (UN) '2030 Agenda for Sustainable Development', with its 17 Sustainable Development Goals (SDGs) at its heart, explicitly includes CE targets. We conduct a longitudinal case study about a multi-stakeholder process for developing CE policies for the Austrian Federal Government. Our analysis draws on the theory of change (ToC) which refers to defining linear cause-and-effect chains from initiative implementation to societal impact. The findings cover a) a process framework clarifying how different stakeholders from academia, industry, research funding agencies and government collaborate, b) how knowledge is created and transferred within this multi-stakeholder process, and c) what outputs, outcomes, and impacts can be realized at the national level in the context of developing CE policies using an SDG framework.

1 INTRODUCTION

In 2015, the United Nations '2030 Agenda for Sustainable Development', with its 17 Sustainable Development Goals (SDGs) at its heart, has been launched in order to be adopted by all member states and with the aim to foster sustainable development at a global scale (Kunz et al. 2018, United Nations 2015). Within these 17 SDGs, economic and societal topics can be seen to be embedded parts of the biosphere which are interconnected (Rockström & Sukhdev 2016). As resource consumption is continuously rising and climate change, driven by human activities, has become a major societal and governmental challenge (Rockström et al. 2009, Steffen et al. 2015, Whiteman et al. 2013), the concept of Circular Economy (CE) is viewed to be a promising approach to help reduce global sustainability pressures (Ellen MacArthur Foundation 2013, Stahel 2019). The circular approach generally contrasts with traditional and linear "take-make-use-dispose" economic systems and focuses on slowing, closing and narrowing resource cycles (Bocken et al. 2016, Braungart et al. 2007).
Within the SDG framework, CE is explicitly addressed by SDG 12 ('Responsible Consumption and Production'). Besides that, literature also shows that CE practices can directly contribute to a broad range of connected SDGs, among them SDG 6, 7, 8, 9, 13 and 15 (Schroeder et al. 2019). Based on a longitudinal case study (the UniNEtZ project in Austria), which includes a multi-stakeholder involvement, we investigate the process of developing CE policies for the Austrian Federal Government from an SDG perspective. Within this context, the main research question is *how multi-stakeholder processes can enable the development of CE policy options*.
The study thus contributes to providing a structured approach of how different stakeholders from academia, industry, research funding agencies and government collaborate, how knowledge is created and transferred within this multi-stakeholder process, and what outputs, outcomes and impacts can be realized at the national level in the context of developing CE policies using an SDG framework.

2 THEORETICAL UNDERPINNING AND CONCEPTUAL CONSIDERATIONS

Based on a literature review, we identified that there is still little body of literature on the nexus between CE and SDGs. Moreover, there is little experience with describing the specific multi-stakeholder process to develop CE policy options.

2.1 Theory of change

The study explores how different stakeholders bring in their knowledge to help developing CE policy options according to the SDGs. As the process of the considered case starts with delivering specific inputs and should conclude with tangible outcomes or intended impacts, our analysis draws on the theory of change (ToC). The ToC refers to defining linear cause-and-effect chains from initiative implementation to social impact and thus creates a logical model between inputs, activities, outputs, outcomes and impacts (Carman 2010, McLaughlin & Jordan 1999). By using ToC we assume to get a good overview of the most important causalities within this project in order to answer the research questions.

2.2 Policy development processes

In addition to drawing on the ToC, we will have a closer look on how policy making can be realized. In this context, we refer to the policy mix concept of Rogge and Reichardt (2016), who describe the policy making process as subsequent stages of i) policy strategy, ii) policy instruments, iii) instrument mix, and iv) selection and implementation (Rogge & Reichardt 2016). Analyzing the policy making process becomes especially important for the stages of the output and outcomes.

2.3 Preliminary conceptual framework and research questions

Together, this leads us to the following (preliminary) conceptual framework (Fig. 1). Based on this framework, we specify the following research questions:

RQ: How can multi-stakeholder processes enable the development of CE policy options?

a. *Through which processes can CE policy options be developed, selected and assessed towards the SDG framework and within a multi-stakeholder collaboration?*
b. *What are the critical steps in developing a CE policy mix within a multi-stakeholder collaboration?*

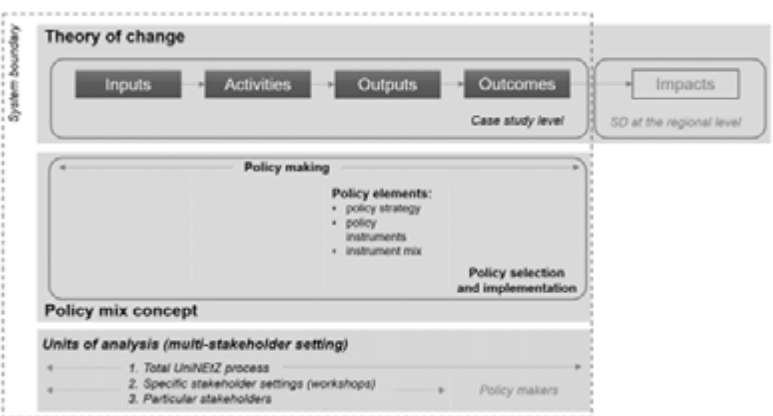


Fig. 1: Preliminary conceptual framework.

3 METHOD

3.1 Research design

Our study uses a longitudinal single case study (Yin 2014) of a multi-stakeholder policy development process within the context of the Austrian UniNEtZ project. We apply three levels of analysis: the total process, specific participating stakeholder groups (e.g. in the context of particular workshops) and particular stakeholders at the individual stage. The case can be seen as a unique and ‚revelatory' case which means, we have very good access to data by the involved researchers (Yin 2014). In this vein, it is also a kind of action research approach we are pursuing here, as the involved researchers also have the role of coordinating the process.

3.2 Research context and sample

The UniNEtZ project is a unique policy development process which actually involves about 300 scientists from 16 universities and 3 research institutions over various disciplines. The aim is to provide the Austrian government by 2021 with a catalogue of integrable and consistent policy actions ("Option report") to reach the 17 SDGs. Further objectives are to improve interdisciplinary cooperation within and between universities, to build bridges between science and society, and to shape the future together with different stakeholders (www.uninetz.at). For developing these policy actions, external stakeholders like industry representatives and experts, research funding bodies, and further research institutions should also be included.
The UniNEtZ is structured by a complex governance system including the steering committee, the UniNEtZ coordination (team), the UniNEtZ council, a scientific advisory board, various working groups (e.g. for developing scientific methods or for communicating to external stakeholders) and the SDG working groups where the content development of the policy actions is carried out together with the stakeholders. Hence, the project covers several sub-projects for each of the SDGs. We focus on SDG 9 "Industry, innovation and infrastructure" and SDG 12 "Sustainable consumption and production", as they have been coordinated by the authors. The project is planned to run until the end of 2021.

3.3 Data collection and analysis

The qualitative data is obtained from various sources like semi-structured expert interviews, ethnographic informal interviews with stakeholders and participatory observation of industry and scientific events or stakeholder workshops. Further data will be gathered through literature reviews on best practice examples of implementing CE strategies and measures in other European Union Member States. Data collection will be done over approximately 3 years, starting from January 2019 until the end of 2021.
As proposed by Eisenhardt (1989), data analysis is carried out as an iterative process using literature and primary data.
For analyzing the qualitative data we draw on an abductive approach, using both deductive categories from existing literature and inductive sub-categories which emerged throughout data collection (Fisher & Aguinis 2017). Data analysis is supported by using the software MAXQDA. Moreover, frequent discussions among the involved researchers ensured to gather a common understanding of the policy developing process.

4 PRELIMINARY RESULTS

The findings provide a structured approach clarifying how different stakeholders from academia, industry, research funding and government collaborate, how knowledge is created and transferred within this multi-stakeholder process and what outputs, outcomes and impacts can be realized at the national level in the context of developing CE policies using an SDG framework.

4.1 Inputs

The inputs are generally defined as all the required resources to deliver or support a particular initiative (Carman 2010). In the case of UniNEtZ, these are financial resources (budgets), personnel („new" academic positions), time the project related personnel and stakeholders invest in developing the policy actions, expertise, and specific know-how. The related stakeholders are industry partners, experts in research funding, researchers from UniNEtZ and other research institutions. Even among the single SDG working groups, the governance structure is complex, including the SDG coordination, target leads who are responsible for developing contents within the specific SDG targets and various contributors (from other universities or SDG working groups) and collaborators (generally external stakeholders) who deliver their know-how and expertise to the target leads and the SDG coordination (see Fig. 2). This structure perfectly depicts the different multi-stakeholder levels in the UniNEtZ case.

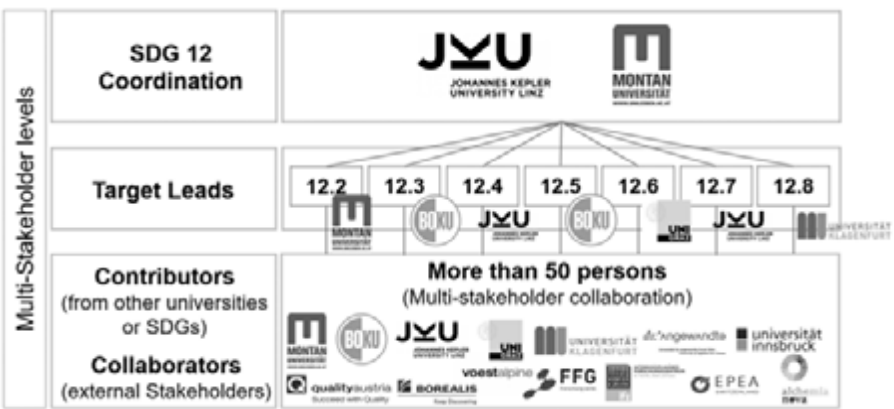


Fig. 2: Multi-stakeholder process within the working group SDG 12.

4.2 Activities

According to Carman (2010) activities are all used interventions to bring the intended changes. These are stakeholder workshops, committee meetings, scientific or methodical panels, feedback loops, commentaries, votes, expert interviews, focus groups and the development of useful assessment methods within the working groups.

4.3 Outputs

An output in the course of ToC can be any direct product or benefit from the initiative. Often this is expressed in quantifiable metrics or units (Carman 2010). For the UniNEtZ case on the one side, the output is to create a common understanding of the key issues (e.g. agreements on definitions and targets, development of a common CE

framework). On the other side, the main output is the final CE policy set which includes: (Rogge & Reichardt 2016)

- policy strategy aiming at specific CE objectives and plans,
- type of policy instruments (economic instruments, regulations, information) and instrument purposes (technology push, demand pull, systemic concern),
- instrument mix and number of policy options and
- assessment of potential effects on other policy options and the achievement of the SDGs.

4.4 Outcomes

Finally, the outcomes can be defined as any positive or negative, short or medium term changes that occur as a result of the planned activities. Within ToC, multiple stages of outcomes are possible (Carman 2010) which is also the case for the UniNEtZ project, where three levels of outcomes can be observed:

- Level 1: The aggregated policy set for entire UniNEtZ Project („Option report“) with regard to its (partial) adoption and prioritization of the proposed CE policy options (see outputs). Consider that not all proposed policies by the SDG-specific working groups will be adopted in the overall project recommendations.
- Level 2: This includes the direct change of knowledge and values (Wagner et al. 2019), and possible changes in policy-maker mindsets as triggered by the Option report (starting from 2022).
- Level 3: This covers the final CE policy set that the Austrian Federal Government implements as part of the SDG policy set (starting from 2022).

4.5 Impacts

For the sake of completeness, we also mention the possible impacts of this initiative, even if this step is outside our system boundary and not included in the analysis. Impacts are defined as ultimate, long-term societal level changes that occur as a sum of the processes. They can be positive and negative, primary and secondary, direct and indirect, or intended and unintended (Carman 2010). In the context of developing CE policy actions, exemplary impacts at the national level could be sustainability-related changes in product design, the recycling infrastructure, or a better material or energy efficiency in industrial production. Also, changes in consumer behavior could be an impact of implementing these policy actions, like less food waste.

5 DISCUSSION

Applying the theory of change to the multi-stakeholder policy development process helps identify how different stakeholders from academia, industry, research funding agencies, and government collaborate; how knowledge is created and transferred; and what outputs and outcomes can be realized in the context of developing CE policies using an SDG framework. Throughout the process so far, a differentiated view which steps might be critical could already be gained. For example, concerning the inputs, the choice of experts and the configuration of the involved contributors and collaborators seems to be a critical decision. Concerning the activities, the experience shows that using a mix of engagement and collaboration tools along the multi-stakeholder process (e.g. focus groups and expert interviews) as well as a very close and early coordination of policy development processes between SDG working groups seem to have a positive impact on the outputs.

Given the preliminary nature of the presented results, we should mention that further insights about learning and knowledge processes will be gathered in the course of the

project time, e.g. how expertise can be best shared on new and emerging issues related to SDGs, how best practices in CE can be explored, or how a CE policy set can be configured in order to be potentially implemented by policy makers.

REFERENCES

Bocken, N.M.P., Pauw, I., Bakker, C., van der Grinten, B. (2016) *Product design and business model strategies for a circular economy*. Journal of Industrial and Production Engineering 33 (5), 308–320. DOI: 10.1080/21681015.2016.1172124.

Braungart, M, McDonough, W., Bollinger, A. (2007) *Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design*. Journal of Cleaner Production 15 (13-14), 1337–1348. DOI: 10.1016/j.jclepro.2006.08.003.

Carman, J.G. (2010) *The Accountability Movement.* Nonprofit and Voluntary Sector Quarterly 39 (2), 256–274. DOI: 10.1177/0899764008330622.

Eisenhardt, K.M. (1989) *Building Theories from Case Study Research*. The Academy of Management Review 14 (4), DOI: 10.2307/258557.

Ellen MacArthur Foundation (2013) *Towards the Circular Economy Vol 1. Economic and business rationale for an accelerated transition.* Available online at https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-the-circular-economy-vol-1-an-economic-and-business-rationale-for-an-accelerated-transition.

Fisher, G., Aguinis, H. (2017) *Using Theory Elaboration to Make Theoretical Advancements*. Organizational Research Methods 20 (3), 438–464. DOI: 10.1177/1094428116689707.

Kunz, N., Mayers, K., van Wassenhove, L.N. (2018) *Stakeholder Views on Extended Producer Responsibility and the Circular Economy*. California Management Review 60 (3), 45–70. DOI: 10.1177/0008125617752694.

McLaughlin, J.A., Jordan, G.B. (1999) *Logic models: a tool for telling your programs performance story*. Evaluation and Program Planning 22 (1), 65–72. DOI: 10.1016/S0149-7189(98)00042-1.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E. et al. (2009) *Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity.* E&S 14 (2). DOI: 10.5751/ES-03180-140232.

Rockström, J., Sukhdev, P. (2016) *The "Wedding cake" model for the SDGs.* Available online at https://www.stockholmresilience.org/images/18.36c25848153d54bdba33ec9b/1465905797608/sdgs-food-azote.jpg.

Rogge, K.S., Reichardt, K. (2016) *Policy mixes for sustainability transitions: An extended concept and framework for analysis.* Research Policy 45 (8), 1620–1635. DOI: 10.1016/j.respol.2016.04.004.

Schroeder, P., Anggraeni, K., Weber, U. (2019) *The Relevance of Circular Economy Practices to the Sustainable Development Goals.* Journal of Industrial Ecology 23 (1), 77–95. DOI: 10.1111/jiec.12732.

Stahel, W.R. (2019) *The Circular Economy. A User's Guide.* New York: Routledge.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M. et al. (2015) *Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet.* Science *(New York, N.Y.)* 347 (6223). DOI: 10.1126/science.1259855.

United Nations (2015) *Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015 - Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development.* Available online at https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E.

Wagner, M., Schaltegger, S., Hansen, E.G., Fichter, K. (2019) *University-linked programmes for sustainable entrepreneurship and regional development: how and with what impact?* Small Bus Econ. DOI: 10.1007/s11187-019-00280-4.

Whiteman, G., Walker, B., Perego, P. (2013) *Planetary Boundaries: Ecological Foundations for Corporate Sustainability. J*ournal of Management Studies 50 (2), 307–336. DOI: 10.1111/j.1467-6486.2012.01073.x.

Yin, R.K. (2014) *Case study research.* Design and methods. 5. ed. Sage Publications.

Recycling von additiv gefertigten Kuben aus Ti64

R. Kratzsch, T. Mütze & U.A. Peuker
TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Aufbereitungstechnik, Freiberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die additive Fertigung mit Metallpulvern wird bei der Herstellung von Prototypen und Kleinserien eingesetzt. U.a. verhindern die hohen Kosten der Pulverherstellung derzeit einen Sprung in die Massenfertigung, weshalb das mechanische Recycling eine Option bietet, diese Materialkosten zu senken und somit die Anwendungsbreite der additiven Fertigung zu vergrößern. Der vorliegende Beitrag behandelt, ob durch Zerkleinerung und Klassierung ein einsatzfähiges Pulver für die additive Fertigung generiert werden kann. Dazu wurde in einem ersten Schritt geprüft, in welchen Größenfraktionen ein rezykliertes Pulver anfällt und welche Partikelformverteilungen erzeugt werden können. Für diese Überprüfung wurden Kuben aus Ti-6Al-4V in einer Hammermühle mit unterschiedlicher Intensität zerkleinert. Bereits durch diese einzelne Zerkleinerungsstufe könnten bis zu 50 Ma.-% in einer Zielfraktion kleiner 125 µm erzeugt wurden. Die Kornformverteilungen dieser Fraktion ähneln der von Frischgut, weshalb auf ein annähernd gleiches Fließ- und Verarbeitungsverhalten bei der additiven Fertigung geschlossen werden kann.

1 EINLEITUNG

Die additive Fertigung findet bereits Einsatz in der Prototypenherstellung sowie in der Produktion von Kleinserien. Jedoch werden für die Massenproduktion weiterhin konventionelle Fertigungsmethoden verwendet, da der Einsatz von Metallpulvern unter anderen mit hohen Materialkosten verbunden ist. Hintergrund ist hier die Verwendung hochwertiger Legierungen, welche derzeit mittels Gasverdüsens hergestellt werden (DebRoy et al. 2018).

Das mechanische Recycling stellt eine Möglichkeit dar, die Materialkosten zu senken. Dahingehend stellen sich die Grundfragen nach erzielbaren Partikelgrößen- und Partikelformverteilungen sowie die Gewährleistung einer guten Fließcharakteristik. Die entsprechende Eigenschaftsfunktion wurde anhand von Bruchstücken additiv gefertigter Kuben aus Ti-6Al-4V untersucht. Ziel war, den Zusammenhang der Zerkleinerungsintensität mit der Partikelgrößen- und Partikelformverteilung sowie dem Fließverhalten modellhaft beschreiben zu können.

2 MATERIAL UND METHODEN

Es wurden additiv gefertigte Kuben der Legierung Ti-6Al-4V mit einer Kantenlänge von 10 mm verwendet, wobei ein Altpulver und Neupulver miteinander verglichen wurden. Neupulver stellt ein handelsübliches Pulver dar. Altpulver hingegen wurde bereits beim Drucken verwendet und war dabei Bestandteil des Pulverbetts, welches das zu druckende Bauteil umgibt. Nach der Herstellung wird dieses Pulverbett üblicherweise mittels Klassierung (< 125 µm) abgetrennt und das Feingut erneut zum Drucken verwendet. Durch die thermische Beanspruchung während des Druckprozesses ändern sich die Oberflächenmorphologie der Partikel sowie ihre Gefügestruktur (Gorsse et al.

2017, Das 2003, Ghods et al. 2020). Daher weist das Neupulver eine glatte, das Altpulver eine raue Oberfläche und entsprechende Unterschiede im Fließverhalten auf (Tang et al. 2015, Nandwana et al. 2016).

Als Druckeinstellung wurde der Typ „Support" eingestellt. Das bedeutet, dass die Kuben als Modell für Supportstrukturen eingesetzt wurden. Diese werden, im Gegensatz zu dem eigentlichen Bauteil, mit weniger Energieeintrag erzeugt. Supportstrukturen müssen bei Pulverbettverfahren eingesetzt werden, um eine geometrische Stabilität des eigentlichen Bauteils zu erreichen und thermisch entstehenden Verzug zu verringern. Deswegen sind diese Supportstrukturen Produktionsabfälle, welche dem mechanischen Recycling zugeführt werden können.

Für die Zerkleinerung der Kuben wurde eine diskontinuierlich arbeitende Hammermühle HM340 (Fa. Gebrüder Jehmlich) verwendet, in der unterschiedliche Zerkleinerungsintensitäten durch unterschiedliche Verweilzeiten (VWZ) (10…30 s bzw. 120 s) und zwei verschiedene Drehzahlen (Hammerumfangsgeschwindigkeiten 50…60 m/s) realisiert wurden. Die spezifischen Energien E_m der Zerkleinerung sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Zerkleinerungsintensitäten mit dazugehörigem spezifischem Energieeintrag.

VWZ in s	10	20	30	20	120
Drehzahl in min^{-1}	1900	1900	1900	2900	2900
E_m in kWh/t	13,97	30,13	43,43	67,60	148,19

Die Partikelgröße der Pulver wurde mittels Analysensiebung, Partikelformverteilungen mit Hilfe des QICPIC (Fa. Sympatec) bestimmt. Für die Formanalysen wurden die zu untersuchenden Proben in eine Suspension überführt und im Kreislauf geführt und gemessen. Der Fokus lag auf den Zielfraktionen 0…63 µm, 63…90 µm sowie 90…125 µm. Als Formfaktor wurde das Aspektverhältnis gewählt.

3 ERGEBNISSE UND ZUSAMMENFASSUNG

Die Analysensiebung der Zerkleinerungsprodukte ergab, dass durch die erste Zerkleinerungsstufe in einer Hammermühle ca. 30 Ma.-% (Neupulver) bzw. ca. 50 Ma.-% (Altpulver) an Recyclat kleiner 125 µm erzeugt werden (siehe Abb. 1). Eine steigende Zerkleinerungsintensität besitzt nur geringen Einfluss auf den Anteil und die Größenverteilung < 125 µm. Dagegen ist in den Größenfraktionen > 600 µm der zu erwartende Zerkleinerungsfortschritt mit zunehmender Intensität zu verzeichnen. Der Unterschied in den gewonnenen Zielfraktionen liegt in der Verwendung der Ausgangspulver (Neu- oder Altpulver) beim Druckprozess. Durch die morphologischen Änderungen des Altpulvers aufgrund der mehrfachen Verwendung im Drucker sind andere Fließeigenschaften anzunehmen. Deswegen ist davon auszugehen, dass sich die Schichteigenschaften im Bauraum des Druckers unterscheiden (Porosität) und somit andere Mikrostrukturen erzeugt werden. Die Gewinnung der Zielfraktion < 125 µm bei der Zerkleinerung der Kuben aus Altpulver ist höher als bei der Zerkleinerung der Kuben aus Neupulver. Anhand dieser Ergebnisse, kann die Hypothese aufgestellt werden, dass beim Drucken mit Altpulver bzw. oberflächenveränderten Pulvern (Rauheiten), Bauteile mit mehr Fehlstellen in der Mikrostruktur erzeugt werden. Diese Mikrostrukturen sind im Vergleich zu Mikrostrukturen, gedruckt aus Neupulvern, folglich instabiler. Über die Arten von Fehlstellen und deren Effekte auf die Mikrostrukturen wird bei Gorsse et al. (2017) berichtet. Werden diesen Mikrostrukturen Belastungen zugeführt (Zerkleinerung), so brechen diese Mikrostrukturen (Altpulver) leichter auf. Dieser Zusammenhang spiegelt sich in den Ergebnissen wider, da bei gleicher

Zerkleinerungsintensität ein größerer Anteil der Zielfraktion < 125 µm bei Kuben aus Altpulver erzeugt wurde.

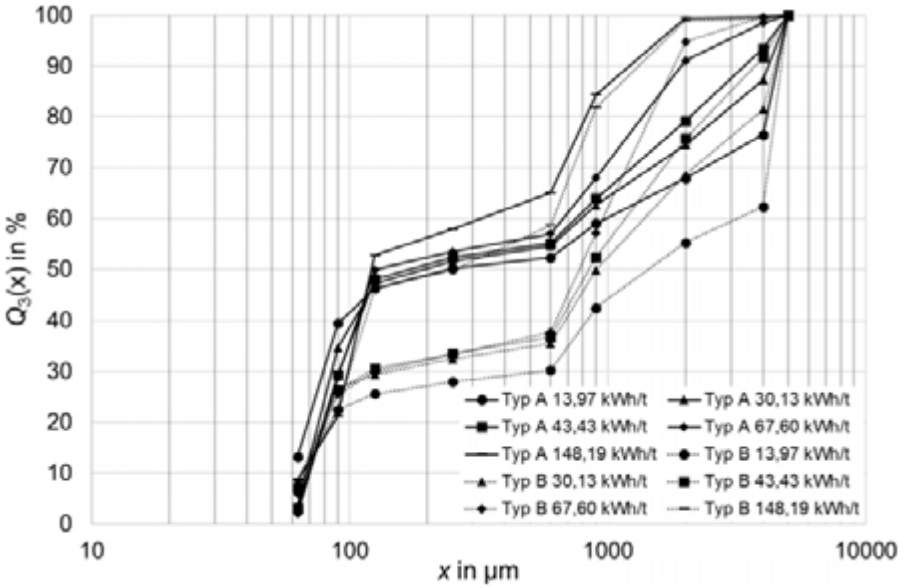


Abb. 1: Massenbezogene Partikelgrößenverteilungen zerkleinerter Kuben mit unterschiedlichen Zerkleinerungsintensitäten (Typ A…Altpulver, Typ B…Neupulver).

Die Modalwerte aller Formverteilungen liegen bei Aspektverhältnissen zwischen 0,89 und 0,96, die Medianwerte sind in einer Spanne von 0,78 bis 0,94 zu finden. Der Vergleich beider Pulver zeigt eine größere Schwankung der Modal- und Medianwerte beim Altpulver. Das bedeutet, dass der Einfluss der Zerkleinerungsintensität bei Kuben aus Altpulver einen stärkeren Effekt hat. Bezüglich der Zielfraktion < 125 µm schwanken der Modalwert 0,93…0,95 genau wie der Medianwert mit 0,91…0,93 deutlich geringer (vgl. Tab. 2). Auch liegen die Werte nahe Eins, was allgemein auf eine kubische und nach fotooptischer Analyse auf die eher kuglige Partikelform zurückführbar ist.

Tab. 2: Modal- und Medianwerte der Aspektverhältnisse der Fraktion < 125 µm.

Kubus	E_m in kWh/t	Modal-wert	Median-wert
Altpulver	**0**	**0,95**	**0,93**
	19,97	0,95	0,93
	30,13	0,93	0,93
	43,43	0,93	0,92
	67,60	0,95	0,93
	148,19	0,95	0,92
Neupulver	19,97	0,95	0,92
	30,13	0,95	0,92
	43,43	0,95	0,92
	67,60	0,95	0,91
	148,19	0,95	0,91

Zusammenfassend ist festzustellen, dass durch die erste Zerkleinerungsstufe bereits zwischen 30…50 Ma.-% an Pulver mit der Zielfraktion < 125 µm generiert wurde. Weiterhin zeigen die Partikelformanalysen, dass die Zielfraktion eine ähnliche Formverteilung wie ein kommerzielles Pulver aufweist (siehe Tab*. 2*, E_m = 0 kWh/t), was eine

weitergehende Forschung zum Thema „Mechanisches Recycling in der additiven Fertigung“ rechtfertigt bspw. im Bereich der Fließcharakteristik sowie der chemischen Zusammensetzung.
Es ist davon auszugehen, dass sich der Eisenanteil im Pulver durch den Zerkleinerungsprozess erhöht (Abrieb und Verschleiß der Werkzeuge) und somit nachgeschaltete Reinigungsprozesse erforderlich macht. Weiterhin ist der vergleichsweise hohe Energieeintrag der hier vorgestellten Laborversuche für die industrielle Anwendung zu senken. Dies wird in weiterführenden Untersuchungen durch eine veränderte Prozessführung bei optimierter Mühlenauslastung angestrebt.

Unser Dank gilt dem Institut für Werkstofftechnik der Universität Kassel für die Bereitstellung der Kuben.

Das Forschungsvorhaben wurde im Rahmen des Programms zur Förderung der industriellen Gemeinschaftsforschung (IGF-Nr. 19686 BG) vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) über die Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigung (AiF) e.V. aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert.

LITERATUR

Das, S. 2003. "Physical Aspects of Process Control in Selective Laser Sintering of Metals." *Advanced Engineering Materials* 5 (10):701-711. doi: 10.1002/adem.200310099.

DebRoy, T., H. L. Wei, J. S. Zuback, T. Mukherjee, J. W. Elmer, J. O. Milewski, A. M. Beese, A. Wilson-Heid, A. De, and W. Zhang. 2018. "Additive manufacturing of metallic components – Process, structure and properties." *Progress in Materials Science* 92 (Supplement C):112-224. doi: https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2017.10.001.

Ghods, S., E. Schultz, C. Wisdom, R. Schur, Rishi Pahuja, A. Montelione, Dwayne Arola, and M. Ramulu. 2020. "Electron Beam Additive Manufacturing of Ti6Al4V: Evolution of Powder Morphology and Part Microstructure with Powder Reuse." *Materialia* 9:100631. doi: 10.1016/j.mtla.2020.100631.

Gorsse, Stéphane, Christopher Hutchinson, Mohamed Gouné, and Rajarshi Banerjee. 2017. "Additive manufacturing of metals: a brief review of the characteristic microstructures and properties of steels, Ti-6Al-4V and high-entropy alloys." *Science and Technology of Advanced Materials* 18 (1):584-610. doi: 10.1080/14686996.2017.1361305.

Nandwana, Peeyush, William H. Peter, Ryan R. Dehoff, Larry E. Lowe, Michael M. Kirka, Francisco Medina, and Sudarsanam S. Babu. 2016. "Recyclability Study on Inconel 718 and Ti-6Al-4V Powders for Use in Electron Beam Melting." *Metallurgical and Materials Transactions B* 47 (1):754-762. doi: 10.1007/s11663-015-0477-9.

Tang, H. P., M. Qian, N. Liu, X. Z. Zhang, G. Y. Yang, and J. Wang. 2015. "Effect of Powder Reuse Times on Additive Manufacturing of Ti-6Al-4V by Selective Electron Beam Melting." *JOM* 67 (3):555-563. doi: 10.1007/s11837-015-1300-4.

KASKADE - Enzymatischer Abbau persistenter Mineralölkohlenwasserstoffe

V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch & A.P. Loibner
Universität für Bodenkultur (BOKU), Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich

M. Lackner
Fachhochschule Technikum, Wien, Österreich

K. Putz
Ensowa – Innovation und Umweltconsulting GmbH, Schäffern, Österreich

M. Plank
Spintec, Vorau, Österreich

N. Rüttinger
BCA Vertriebsges.m.b.H., Leobersdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Die mikrobielle *in situ* Sanierung stellt ein vielversprechendes Konzept zur Dekontamination von Ölverunreinigungen dar. Generell werden Mineralölkohlenwasserstoffe durch endogene Mikroorganismen vergleichsweise schnell abgebaut. Allerdings können sich in Folge persistente Schadstofffraktionen anreichern. Enzyme haben sich als vielversprechendes Agens für den Abbau von persistenten Kontaminanten herausgestellt. In dieser Studie werden enzymatische Verfahren zur Metabolisierung von schwer abbaubaren Erdölfraktionen entwickelt, wodurch diese einer Mineralisierung durch endogene Mikroorganismen zugänglich gemacht werden.

1 EINLEITUNG

Erdöl-Kontaminationen, zurückzuführen auf das Austreten von Rohöl oder verarbeiteten Ölprodukten, stellen eine weitreichende Form der Umweltbelastung dar. Mikrobielle *in situ* Sanierungsvarianten besitzen ein hohes Potential zur nachhaltigen und kosteneffizienten Sanierung derartiger Verunreinigungen. Allein durch die Vermeidung des Transportes tausender Tonnen an kontaminiertem Material ergibt sich eine Verbesserung der CO_2 Bilanz bei gleichzeitiger Kosteneinsparung. Zahlreiche Varianten an biologischen Sanierungsverfahren für Bodenverunreinigungen sind gegenwärtig verfügbar und können je nach Schadstoffart und Standortbedingungen ökoeffizient eingesetzt werden. Jedoch erfolgt durch endogene Mikroorganismen auch ohne gezielt getroffene Maßnahmen ein stetiger biologischer Abbau von organischen Schadstoffen in Böden und Aquiferen. Das führt dazu, dass leicht abbaubare Kontaminanten metabolisiert werden, während persistente Strukturen zurückbleiben und sich über die Zeit relativ anreichern. Ziel dieser Studie ist der Abbau bzw. die Modifikation dieser persistenten Kontaminanten mittels extrazellulärer Enzyme, um so eine nachfolgende mikrobiologische Mineralisierung durch endogene Mikroorganismen zu ermöglichen bzw. zu beschleunigen.
Enzymen wird gegenwärtig steigende Aufmerksamkeit in Bezug auf die Sanierung kontaminierte Standorte zuteil. Insbesondere Oxidoreduktasen haben sich als vielversprechende Kandidaten herausgestellt. Laccasen können zum Beispiel Östrogene in Abwässern abbauen und toxische Farbstoffe oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) degradieren (Mate & Alcalde 2016). Laccasen (EC 1.10.3.2.)

sind Multikupferoxidasen, die über ein breites Substratspektrum verfügen. Sie werden von Pflanzen, Insekten, Bakterien und Pilzen produziert und benötigen nur Sauerstoff als Co-Substrat (Kunamneni et al. 2008). Laccasen sind daher gut geeignete Agentien für *in situ* Sanierungen, auch in Kombination mit mikrobiologischen Verfahren.

2 ENZYMATISCHER ABBAU PERSISTENTER KOHLENWASSERSTOFFE

In einem ersten Schritt wurden in dieser Studie Schadstoff-Komponenten identifiziert, die sich in einem gealterten Ölschadensfall (N77) angereichert haben. Dazu wurden Proben aus unterschiedlichen Tiefenhorizonten entnommen und mittels GC-FID und GC-MS analysiert. Aufgrund unterschiedlicher Redox- und Nährstoff-Bedingungen in den einzelnen Horizonten wurden verschieden stark gealterte Schadstoffprofile festgestellt. Für die am Grundwasser aufschwimmende Ölphase wurde der höchste Abbaugrad nachgewiesen. Mittels GC-MS Analyse konnte in den degradierten Proben das Vorhandensein einer großen Breite an verzweigten Alkanen (z.B. Farnesane, Pristane, Phytane) nachgewiesen werden, aber auch US-EPA PAKs (z.B. Naphthalene, Flourene, Phenanthrene) sowie methylierte PAKs wurden detektiert.
Aufgrund von Literaturdaten konnten mehrere für den Schadstoffabbau vielversprechende Enzyme, allen voran Oxidoreduktasen, identifiziert werden. Diese Enzyme wurden aufgrund ihrer Aktivität, ihres Redoxpotentials oder ihrer optimalen Reaktionsbedingungen ausgewählt. Die selektierten Enzyme werden auf ihre Fähigkeit Modellsubstrate abzubauen getestet, wobei die Substrate aufgrund der in den Proben der Altlast N77 akkumulierten Schadstoff-Komponenten ausgewählt wurden. In weiterer Folge werden Mikroorganismen aus den kontaminierten Bodenproben angereichert und auf das Vorhandensein von katabolischen Enzymen untersucht. Identifizierte Enzyme, die sich als vielversprechend für den Abbau von persistenten Kohlenwasserstoffen erweisen, werden schließlich rekombinant exprimiert und ihr Abbaupotential für persistente Kohlenwasserstoffe ermittelt.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

In dieser Studie wurden Oxidoreduktasen erfolgreich für den Abbau von ausgewählten persistenten Kohlenwasserstoffen, wie sie bei gealterten Ölschäden vorzufinden sind, eingesetzt. Damit werden persistente Schadstofffraktionen einem vollständigen mikrobiellen Abbau durch endogene Mikroorganismen zugänglich gemacht, wodurch eine maßgebliche Verkürzung der Behandlungsdauer von biologischen Sanierungsverfahren erzielt werden kann.

4 DANKSAGUNG

Das Forschungsprojekt „Aufreinigungskaskade“ (Fördernummer B820001) wird finanziell unterstützt durch das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, die Förderabwicklung erfolgt durch Kommunalkredit Public Consulting.

LITERATUR

Kunamneni, A., Camarero, S., García-Burgos, C., Plou, F.J., Ballesteros, A., Alcalde, M. (2008) Engineering and Applications of fungal laccases for organic synthesis. *Microbial Cell Factories*, *7*(1), 32. https://doi.org/10.1186/1475-2859-7-32

Mate, D.M., Alcalde, M. (2016) Laccase: a multi-purpose biocatalyst at the forefront of biotechnology. *Microbial Biotechnology*, *10*(6), 1457–1467. https://doi.org/10.1111/1751-7915.12422

Effizienzbestimmung der Vertreiberpflichten nach ElektroG

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

S. Löhle & U. Schmiedel
cyclos GmbH, Osnabrück, Deutschland

I. Oehme & K. Zaidi
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Richtlinie 2012/19/EU über waste electrical and electronic equipment (WEEE Richtlinie) legt Rücknahmeverpflichtungen für Vertreiber fest. In Deutschland wurden diese durch das ElektroG vom Oktober 2015 umgesetzt. Das im Auftrag des deutschen Umweltweltbundesamts durchgeführte Projekt „Effizienzbestimmung der Vertreiberpflichten nach ElektroG“ hatte die Zielsetzung eine systematische Bewertung der neu eingeführten Vertreiberpflichten (Rücknahme-, Anzeige- und Mitteilungspflichten) durchzuführen. Als Ergebnis wurden aus Erkenntnissen einer Datenauswertung, Vor-Ort-Besuchen und Stakeholderbefragungen konkrete Handlungsempfehlungen für eine zukünftig bessere Gestaltung der Vertreiberpflichten abgeleitet.

1 EINLEITUNG

In der Richtlinie 2012/19/EU über *waste electrical and electronic equipment* (WEEE Richtlinie) wurde erstmals festgelegt, dass die EU-Mitgliedsstaaten Rücknahmeverpflichtungen für Vertreiber in die nationale Gesetzgebung bzgl. Elektro(nik)geräten (EEG) aufnehmen müssen. In Deutschland wurde die Richtlinie 2012/19/EU durch das ElektroG vom Oktober 2015 umgesetzt.
Nach dessen Inkrafttreten am 24. Oktober 2015 ist die Bundesregierung unter anderem zur Evaluierung der Vertreiberpflichten nach § 17 ElektroG verpflichtet. Weiterhin wurden im ElektroG neue Rücknahme-, Anzeige- und Mitteilungspflichten festgelegt. So sind seit dem 24. Juli 2016 gemäß § 17 Abs. 1 ElektroG erstmals Vertreiber mit einer Verkaufsfläche von mindestens 400 m² für EEG zur unentgeltlichen Rücknahme von Elektronikaltgeräten (EAG) verpflichtet. Dies gilt auch für den Fernabsatzhandel, sofern die Lager- und Versandflächen für EEG mindestens 400 m² erreichen. Vertreiber können zurückgenommene EAG u. a. an Hersteller und/oder öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger (örE) übergeben, sofern sie zurückgenommene EAG nicht selbst behandeln. Dem Fernabsatz sowie dem stationären Handel obliegt in diesem Zusammenhang die Möglichkeit sich Dritter, z.B. einem Rücknahmesystem für EAG zu bedienen.
Die Vertreiberrücknahme bezieht sich zum einen auf eine 1:1 Rücknahme eines ähnlichen Altgerätes bei Neukauf am Ort der Abgabe oder in unmittelbarer Nähe hierzu (auch privater Haushalt). Entscheidend ist hierbei, dass das EAG der gleichen Geräteart entspricht und im Wesentlichen die gleichen Funktionen wie das neue Gerät erfüllt. Zum anderen bezieht sich die verpflichtende Rücknahme auf eine 0:1 Rücknahme im Einzelhandelsgeschäft oder in unmittelbarer Nähe hierzu. Die 0:1 Rücknahme gilt für Kleingeräte, die eine äußere Abmessung von 25 cm nicht überschreiten.
Sofern Vertreiber EAG auf freiwilliger Basis oder verpflichtend zurücknehmen, sind sie gemäß § 29 ElektroG ebenfalls verpflichtet, erfasste und ggf. verwertete Mengen

an EAG an die *stiftung ear* zu melden. Die *stiftung ear* registriert Hersteller von EEG in Deutschland und koordiniert die Abholung von EAG bei den örE. Darüber hinaus sind gemäß § 29 Abs. 4 ElektroG auch zurückgenommene Mengen, die an Dritte (örE, Hersteller) übergeben werden, der stiftung ear zu melden. Die Rücknahmetätigkeit ist gemäß § 25 ElektroG anzeigepflichtig, unabhängig davon, ob die Rücknahme freiwillig gemäß § 17 Abs. 3 ElektroG oder verpflichtend gemäß § 17 Abs. 1 und 2 ist. In dem Projekt „Effizienzbestimmung der Vertreiberpflichten nach ElektroG“ im Auftrag des deutschen Umweltweltbundesamts wurde erstmals eine systematische Bewertung der neu eingeführten Pflichten bezüglich der Umsetzung der Vertreiberpflichten gemäß ElektroG durchgeführt.

2 EFFIZIENZBESTIMMUNG DER VERTREIBERPFLICHTEN

Im Rahmen des Projekts wurden schwerpunktmäßig Auswertungen der an die *stiftung ear* gemeldeten Vertreiberrücknahmemengen, Untersuchungen zur praktischen Umsetzung der Vertreiberrücknahme in Form von Vor-Ort Besuchen und Befragungen sowie eine Evaluierung der entsprechenden Kosten und Aufwänden durchgeführt. Abschließend wurden Handlungsempfehlungen für eine zukünftig bessere Gestaltung der Vertreiberpflichten formuliert.

2.1 Auswertung von Vertreiberrücknahmemengen

Die Analyse der Vertreiberrücknahmemengen hat ergeben, dass seit der systematischen Mengenerhebung via *stiftung ear* relevante EAG-Mengen über Vertreiber zurückgenommen werden (in 2017 101.148 Tonnen). Diese Mengen sind zum weitaus überwiegenden Anteil der Gerätekategorie 1 (Haushaltsgroßgeräte) zuzuordnen (82,6 %), die überwiegend bei privaten Haushalten im Tausch gegen ein neues Haushaltsgroßgerät erfasst werden.
Den Mengendaten der *stiftung ear* folgend, resultiert mit ca. 88,3 % (89.846 Tonnen) der weitaus überwiegende Anteil aus der verpflichtenden Vertreiberrücknahme gemäß § 17 (1) ElektroG. Im Detail zeigt sich, dass mit ca. 82,9 % der Gesamtmenge (83.869 Tonnen), die Rücknahme fast ausschließlich zur Rücknahme verpflichtete Elektrofachmärkte erfolgt. Aus Sicht der Mengenrelevanz spielt, ausgehend von den gemeldeten Daten, die freiwillige Vertreiberrücknahme gemäß § 17 Abs. 2 ElektroG mit 1,8 % (1.811 Tonnen) eine deutlich untergeordnete Rolle.
EAG-Mengen, die über reine Fernabsatzvertreiber zurückgenommen wurden, sind in den Mengendaten zur Vertreiberrücknahme nahezu nicht zu finden (lediglich ca. 37 Tonnen). Da besonders zur Rücknahme von EAG verpflichtete Vertreiber sowohl im Fernabsatz als auch stationär EEG vertreiben, kann im Detail nicht bestimmt werden, welche EAG bei Rücknahme welcher ursprünglichen Vertriebsart zuzuordnen sind.
Nach der Auswertung des Verzeichnisses der *stiftung ear* über Sammel- und Rücknahmestellen ist anzunehmen, dass die Mehrzahl praktizierender Rücknahmestellen diese Rücknahme nicht gemäß § 25 Abs. 3 ElektroG bei der *stiftung ear* angezeigt hat.
Es ist ebenfalls anzunehmen, dass nur ein sehr geringer Anteil der gelisteten Rücknahmestellen, an denen freiwillig EAG zurückgenommen werden, letztlich Mengendaten an die *stiftung ear* melden. Diese Einschätzung bestätigten auch die Erkenntnisse aus den Vor-Ort Besuchen.

2.2 Untersuchung der praktischen Umsetzung der Vertreiberrücknahme

Bei der Auswertung zur praktischen Umsetzung der Vertreiberrücknahme wurden zunächst Internet-Recherchen (stationärer Handel und Fernabsatzhandel) sowie anschließend Vor-Ort Besuche bei praktizierenden Vertreibern (stationärer Handel) durchgeführt.
Nach den Vor-Ort Untersuchungen kann in Bezug auf den stationären Handel positiv festgehalten werden, dass die Vertreiber in der Regel ihren Rücknahmeverpflichtungen nachkommen. Bei allen Teilnehmern der Vor-Ort Untersuchungen werden EAG angenommen, insbesondere auch bei allen nicht verpflichteten Vertreibern mit Verkaufsflächen unter 400 m². Hinsichtlich der Erfüllung der im ElektroG formulierten Pflichten wird deutlich, dass mehr Akteure 0:1 Rücknahmen anbieten, als dazu verpflichtet wären. Dies gilt für den regionalen Einzelhandel sowie für deutschlandweit tätige Unternehmen. Deutlich wurde, dass in vielen Unternehmen die Rücknahme von EAG schon vor der Novellierung des ElektroG in die Geschäftsprozesse integriert wurde. Hintergrund (und Motivation) hierfür ist die Rücknahme im Rahmen des Kundenservice und die damit verbundene Kundenbindung. Die Vor-Ort Untersuchung hat zudem bestätigt, dass die Haushaltsgroßgeräte den wesentlichen Mengenanteil an zurückgenommenen EAG ausmachen.
In Bezug auf Entsorgungswege wurde deutlich, dass eine Mehrheit der befragten Vertreiber die EAG zu kommunalen Wertstoffhöfen bringt und diese dort dem örE übergibt. Dies gilt insbesondere für regionale Einzelhändler.
Insgesamt ist festzustellen, dass in vielen Fällen die Mitteilungs- und Anzeigepflichten an die *stiftung ear* durch Vertreiber nicht oder noch nicht ausreichend umgesetzt wurden. Die Datenqualität und -quantität sind verbesserungswürdig. Die Informationspflichten werden weitestgehend von überregional agierenden Vertreibern umgesetzt. Vertreiber, die EAG auf freiwilliger Basis zurücknehmen, sind von der Informationsverpflichtung ausgenommen und stellen den Verbraucherinnen und Verbrauchern in den überwiegenden Fällen auch keine Informationen bzw. kein Informationsangebot bereit.
Für den Fernabsatzhandel wurden ebenfalls Defizite bei der Erfüllung der Vertreiberpflichten deutlich. Die Zusammenarbeit mit sogenannten „Rücknahmesystemen“, welche die EAG-Übernahme als Dienstleister organisieren, ist ausbaufähig. Aus der Analyse geht hervor, dass Fernabsatzhändler zum Teil keine Rückgabemöglichkeiten anbieten. Dies gilt vor allem bei solchen, die kein deutschlandweites Filialnetz haben. Hier wird verstärkter Handlungsbedarf gesehen.

2.3 Kosten und Aufwände

Im Rahmen des Projekts wurden die grundsätzlichen Kosten und Aufwände dargestellt, welche weitestgehend auf Ergebnisse der vor Ort Befragungen basieren. Ferner wurde, um die durch die Novelle des ElektroG 2012 zusätzlichen Aufwände für die erweiterten Mitteilungs- und Informationspflichten zu ermitteln, eine Ex-Post-Messung durchgeführt. Die jährlichen Kosten durch die zusätzlichen Aufgaben der Vertreiber im Zuge der Novellierung ElektroG 2015 belaufen sich demnach auf ca. 5,24 Mio. €.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aus den Erkenntnissen der Datenanalysen, der Internetrecherchen und Erfahrungen der Vor-Ort Besuche wurden Handlungsempfehlungen abgeleitet, um die derzeitige Situation der Vertreiberrücknahme zu optimieren und fortzuentwickeln.
Hinsichtlich der Inkonsistenzen und Abweichungen bei der Meldesystematik wird empfohlen, die Meldemaske der *stiftung ear* anzupassen sowie das Verzeichnis der Rücknahmestellen neu zu strukturieren.

Da Mengenmitteilungen gemäß § 43 ElektroG von unterschiedlichen Stellen durchgeführt werden können, jedoch Vertreibern oft nicht klar ist, ob und wenn ja, durch wen eine Mitteilung zu erfolgen hat, sollte festgelegt werden, dass Entsorgungsdienstleister, die EAG von Vertreibern übernehmen, diese nur annehmen dürfen, wenn der Nachweis dieser Mengen als Vertreiberrücknahmemenge nachgewiesen werden kann. Ferner wird empfohlen, dass eine summarische Meldung von unterschiedlichen Rücknahmestandorten durch die Unternehmenszentrale durchgeführt werden kann.
Als ein Paradigmenwechsel zur bestehenden Meldesystematik wird eine Zentralisierung von Mengenmitteilungen durch die behandelnden Erstbehandlungsanlagen empfohlen, da letztlich die separat mitgeteilten Mengen dort anlanden. Auch dort können die unterschiedlichen Herkünfte registriert, dokumentiert und an die *stiftung ear* gemeldet werden. Hinsichtlich EAG-Mengen, die in das Ausland exportiert werden, um beispielsweise dort erstbehandelt zu werden, müsste das Meldesystem auf solche Exporte angepasst werden, um den Melderahmen dokumentarisch zu schließen.
Hinsichtlich der Ausweitung der Kriterien für die verpflichtende Rücknahme wird die Beibehaltung des aktuellen 400 m² Flächenkriteriums empfohlen. Zusätzlich wird empfohlen, relevante Einzelhandelsbetriebe zur Rücknahme zu verpflichten, sofern sie selber EEG vertreiben. Hierfür muss eine prüfbare Größenabgrenzung geschaffen werden, die sich auf die Gesamtverkaufsfläche bezieht. Ferner sollte ein Kriterium hinsichtlich der Mengenschwelle von vertriebenen EEG geschaffen werden, die in Kombination mit dem Flächenkriterium greift.
Für den Fernabsatzhandel wird eine Verpflichtung zur Teilnahme an einem bestehenden Rücknahmesystem empfohlen. Ferner sollten unzureichende oder fehlende Informationspflichten auf den Internetseiten sanktioniert werden können. Ebenso sollte geprüft werden, inwieweit Fernabsatzvertreiber bei den aktuell mangelnden Rücknahmemengen hinsichtlich einer Mitfinanzierung der Erfassung im stationären Handel verpflichtet werden können.
In Hinblick auf die 0:1 Rücknahme ist eine Anpassung des Größenkriteriums an die Kategorie 5 (Haushaltskleingeräte) mit < 50 cm empfohlen. Ferner sollten Vertreiber dazu verpflichtet werden, beim Kauf eines Neugeräts beim Kunden explizit nachzufragen, ob ein Altgerät zurückgenommen werden soll. Für den Fernabsatz sollte dies in den elektronischen Kaufvorgang eingebunden werden. Ohne das aktive Handeln des Kunden sollte der Kauf nicht abgeschlossen werden können. Im Fall eines Posteinsands sollte geprüft werden, ob die automatisierte Generierung eines Versandetiketts vorgeschrieben oder gefördert werden kann.
Flankiert werden sollten die beschriebenen Maßnahmen mit einer verstärkten Aufklärung von Verbraucherinnen und Verbrauchern bzgl. der EAG Rückgabe sowie von Vertreibern bzgl. der Auswahl geeigneter Entsorgungsdienstleister, um einen Mengenabfluss in den informellen Sektor zu vermeiden. Darüber hinaus sollten Fernabsatzhändler zusätzlich verstärkt über ihre Rücknahme-, Informations- und Mitteilungspflichten informiert werden.

LITERATUR

WEEE-Richtlinie: Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (ABl. L 197 vom 24.7.2012, S. 38), in der Fassung vom 4. Juni 2018.

ElektroG (2015): Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz - ElektroG) vom 20. Oktober 2015 (BGBl. I S. 1739), das zuletzt durch Artikel 16 des Gesetzes vom 27. Juni 2017 (BGBl. I S. 1966) geändert worden ist.

Packaging recycling in EU member states – requirements from the circular economy package

S. Pichler
denkstatt GmbH, Consultant Resource Management, Vienna, Austria

ABSTRACT: The EU has established concrete recycling targets for packaging waste for 2025 and 2030. Furthermore, the methodology for calculating the corresponding recycling rates has been amended. The new and stricter calculation methodology will potentially lead to decreases of the current rates. This will be particularly the case for plastic packaging, where denkstatt calculated a gap far above 10 % compared to smaller decreases (> 2 %) to be expected for glass or steel packaging.

1 INTRODUCTION

With the adoption of the circular economy package and corresponding legislative implementations, the European Union has set, among other aspects, important impulses to increase the level of packaging waste recycling in EU member states. For example, with the amendment of directive 94/62/EC on packaging and packaging waste new legally binding recycling targets have been formulated for the years 2025 and 2030 as can be seen in the table below (European Commission, 2018).

Tab. 1: Material-specific EU recycling targets for packaging waste in 2025 and 2030.

Material	Plastic	Fe-Metals	Aluminium	Glass	Paper and Cardboard
Target 2025 (%)	50	70	50	70	75
Target 2030 (%)	55	80	60	75	85

In addition, the EU has put a particular focus on plastics. In the directive 2019/904, often referred to as single-use plastics directive, targets are proposed for the collection of single-use beverage plastic bottles and the reduction of (avoidable) plastic packaging (European Parliament, 2019).The methodology for the calculation of the above mentioned collection rate is currently in its final stage of development (status quo July 14th, 2020) and potentially has an impact on the decision whether some EU countries implement a deposit-return-system on beverage containers. The focus of the EU on plastics is reasoned, also because of difficulties that occur in the collection, sorting and recycling processes of the materials. The implementing decision 2019/665 (European Commission, 2019), which amends the methodology for packaging recycling rate calculations in the packaging and packaging waste directive has shown that the gap for many EU member states to reach the recycling targets above is larger than anticipated. This is especially the case for plastic packaging.

2 RECYCLING RATE CALCULATION

The general equation for the calculation method is plain simple as shown below.

$$\text{Recycling rate (\%)} = \text{Recycled amount (t)} / \text{Waste generated (t)} \quad (1)$$

The main challenge for calculating the rate is the accurate data collection and management for the numerator (recycled amount) and the denominator (waste generated). Until now many member states apply a straightforward approach for the calculation. The recycled amount is in many cases equated to the output of sorting facilities for the specific materials (e.g. PET bales after sorting). The amount of waste generated is often assumed to be the amount of packaging material licensed at extended producer responsibility schemes. A major issue with this approach is that the numerator (recycled amount) is overestimated, because the material output of sorting facilities contains materials that cannot be recycled in a subsequent recycling process. For example, a bale of sorted PET bottles does contain, to a certain extent, non-target materials like liquids, impurities or non-packaging. Implementing decision 2019/665 requires the member states that those non-target materials are excluded from the calculation in the future. This approach will lead to, depending on the material purity of the sorted waste, rather strong decreases of the current recycling rates. This will be especially the case for plastic packaging, because the calculation point for the recycling rate moves from the output of the sorting plant to the point where plastic flakes that do not undergo further processing before their use in a final product. Other inaccuracies of the currently reported recycling rates stem from the denominator of the equation. Since only the licensed amount of packaging waste is included, the figure does not account for free riders, private imports and other non-licensed packaging. However, the implementing decision for the new calculation methodology is a little vaguer on this point and also allows a qualitative description in the reporting requirements for the missing parts of the denominator. Therefore, the main reason for the potential decrease of the rates is due to the changes in the numerator. An assessment conducted by denkstatt has shown that the largest gap (far above 10 %) occurs for plastic packaging and plastic-specific fractions (e.g. PET bottles) due to stricter calculation rules, the changing calculation point and the relatively high share of impurities in plastic packaging waste (far beyond 10 %). Smaller decreases can be expected for glass or steel packaging (> 2 %, depending on quality of the collected/sorted material).

3 CONCLUSION

The new calculation methodology for packaging recycling rates will potentially results in decreases for all materials. Particularly affected will be plastic packaging. The occurring gaps will create the need for action for numerous member states and the EU as a whole. Main levers to close the gap are design for recycling to increase sorting and recycling yields, a harmonised model for separate collection to increase material purity and the expansion of sorting and recycling infrastructure in the member states.

REFERENCES

European Commission (2018) Directive (EU) 2018/852 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste

European Commission (2019) COMMISSION IMPLEMENTING DECISION 2019/665 amending Decision 2005/270/EC establishing the formats relating to the database system pursuant to European Parliament and Council Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste

European Parliament (2019) DIRECTIVE 2019/904 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment

Die ökologischen Auswirkungen der Deponierung von Bodenaushub im Vergleich zur Verwertung zu Komposterde

M. Rumetshofer
Poschacher Kompost, Wien, Österreich

F. Poschacher
Poschacher Kompost, Kraubath an der Mur, Österreich

KURZFASSUNG: Rund 54 % des österreichischen Gesamtabfallaufkommens sind Aushubmaterialien. Zumindest ein Drittel davon sind Erden der Qualitätsklassen A1, A2 und A2G. In Österreich werden rund 60 % dieser Erden, die sich für eine Verwertung zu Komposterde eignen, deponiert. Dadurch kommt es zu einem nachweislichen Verlust der Ressource Boden mit den damit einhergehenden Bodenfunktionen, sowie von Nährstoffen, deren künstliche Herstellung für die konventionelle Landwirtschaft einen energie- und ressourcenintensiven Prozess darstellt. Der Prozess der Deponierung stellte sich in den durchgeführten Bilanzierungen zwar als weniger energieintensiv heraus als der Prozess der Verwertung, in den Folgewirkungen ist die Verwertung in Bezug auf Ressourcenschonung, Schutz der Bodenfunktionen und allgemeine Bodengesundheit jedoch zu bevorzugen. Die Verwertung zu Komposterde führt zu einer Anreicherung von Humus und pflanzenverfügbaren Nährstoffen, einer Optimierung der Bewuchsbedingungen, der Einlagerung von 100-300 kg CO_2 pro Tonne und einer Rückführung von Abfällen in natürliche Kreisläufe.

1 EINLEITUNG

National und international steigen sowohl die Folgen des Klimawandels in der Natur als auch das Bewusstsein in der Gesellschaft und die Bemühungen auf der Suche nach Lösungen. Im Kampf um die Reduktion des Ausstoßes von Treibhausgasen wird auch wieder dem Boden, dessen Bedeutung als eine unserer Lebensgrundlagen häufig unterschätzt wird, immer mehr Aufmerksamkeit gewidmet (Gerzabek et al., 2002). Denn eine der wichtigsten Eigenschaften des Bodens ist unter anderem die Speicherung von Kohlenstoff. Diese erhöht nicht nur langfristig die Fruchtbarkeit eines Bodens, sondern verringert gleichzeitig auch die Konzentration von CO_2 in der Atmosphäre. Doch europaweit geht die „Gesundheit" der Böden und damit ihre Effizienz als Kohlenstoffspeicher zurück (Beste, 2015). Die Gründe dafür sind vielseitig und die Konsequenzen für das Klima weitreichend. Der Mensch und seine intensivierte Landnutzung gehören zu den treibenden Faktoren für die globale Degradierung von Böden. Neben stetig wachsenden Städten und Verkehrsnetzen, die täglich in Österreich eine Fläche von rund 12 Hektar verbrauchen, ist es vor allem die Landwirtschaft, die immer mehr unter Zugzwang gerät (Umweltbundesamt, 2019). Verdichtungs- und Erosionserscheinungen plagen die europäischen Äcker ebenso wie ein starker Rückgang der organischen Substanz in 45 % der landwirtschaftlichen Flächen (Beste, 2015). Die modernen Werkzeuge der Lebensmittelproduktion wie Mineraldünger, intensive Bewässerung und großangelegte Monokulturen ermöglichen zwar noch eine kurzfristige Überbrückung der drohenden Gefahr von künftigen Ernteausfällen, treiben jedoch den Verlust der natürlichen Fruchtbarkeit der Flächen weiter voran (Lal, 2011). Eine weitere Gefahr für den Boden ist die stetig zunehmende Versiegelung durch den Bau von Gebäuden, Straßen und anderen infrastruktureller Einrichtungen. Diese ist fast immer verbunden mit der Verbringung von

Boden in Form von Aushubmaterial. Bodenaushub bildet in Österreich den mit Abstand größten Abfallstrom und ist für mehr als die Hälfte des jährlichen Gesamtabfallaufkommens verantwortlich. Rund zwei Drittel dieses Bodenaushubs landen auf sogenannten Bodenaushubdeponien, die in Österreich am weitesten verbreitete und beanspruchte Deponieform. Auf diesen Entsorgungsstätten landen jährlich hunderttausende Tonnen Böden verschiedenster Qualität. Sie bilden rund 90 % des in Österreich deponierten Abfalls (BAWP, 2017).
Eine mögliche Form der Verwertung von geeignetem Bodenaushub bildet die Herstellung von Komposterden. Hierfür wird Bodenaushub mit Kompost und weiteren Zuschlagsstoffen gemischt, um eine Erde mit optimierten Voraussetzungen für Vegetation und Bodenleben zu produzieren. Diese lässt sich in der Produktion auf die verschiedensten Einsatzgebiete (Garten, Rasen, Blumen etc.) anpassen und fungiert schlussendlich als die neue Grundlage für Pflanzen in Privatgärten, Rasen- und Grünstreifen, Parks und Beeten.
Ziel dieser Arbeit ist es, einen Überblick über die aktuelle Situation von Bodenaushub in Österreich abzubilden und die direkten als auch weitläufigen Umweltauswirkungen der beiden Entsorgungswege zu beschreiben und zu vergleichen.

2 BODENAUSHUB

Rund 32,8 Millionen Tonnen an Bodenaushubmaterial fielen in Österreich im Jahr 2015 laut Bundesabfallwirtschaftsplan (2017) an. Damit stellen Aushubmaterialien nicht nur den mit Abstand größten Abfallstrom in Österreich dar, sondern machen über 54,8 % des Gesamtabfallaufkommens von fast 60 Millionen Tonnen aus. In dieser Menge nicht enthalten ist jedoch jener überwiegende Anteil an Aushubmaterialien, der unmittelbar am Anfallsort bzw. auf derselben Baustelle zum Massenausgleich oder für bautechnische Zwecke verwendet wird. Dieser Anteil erfüllt nicht den Abfallbegriff und ist nicht weiter dokumentiert. Verglichen mit dem BAWP 2011 sind die Aushubmaterialien in Österreich um 40 % gestiegen.

2.1 Deponierung

Nicht nur das Aufkommen von Aushubmaterialien erfährt in Österreich einen kontinuierlichen Anstieg, sondern auch die Anzahl der Bodenaushubdeponien. Laut den Daten aus dem vorletzten BAWP (2011) und dem Statusbericht 2019 gab es von 2008 bis 2017 357 neue Bodenaushubdeponien. Das entspricht einem Zuwachs von rund 77 % in einem knappen Jahrzehnt.
Mit Daten einer Deponie in Niederösterreich konnte eine exemplarische, modifizierte Sachbilanz für den Prozess der Ablagerung erstellt werden. Durch die genauen Daten zu den eingesetzten Fahrzeugen, deren Kraftstoffverbrauch und Einsatzzeiten, war es möglich, den CO_2-Ausstoß pro Tonne abgelagerten Aushubmaterial abzuschätzen. Wie in Abbildung 1 zu sehen, wurden die Systemgrenzen des Stoffflussbilds auf die Deponie selbst begrenzt. Hier zeigt sich, dass durch die Prozesse der Anlieferung und der Deponierung umgerechnet 0,1 Kilogramm CO_2-Äquivalente pro Tonne deponiertem Bodenaushub emittiert werden. Da es keine Messungen zu Bodenluftemissionen auf Bodenaushubdeponien gibt, werden diese nur als maximale Freisetzungspotentiale abgebildet.

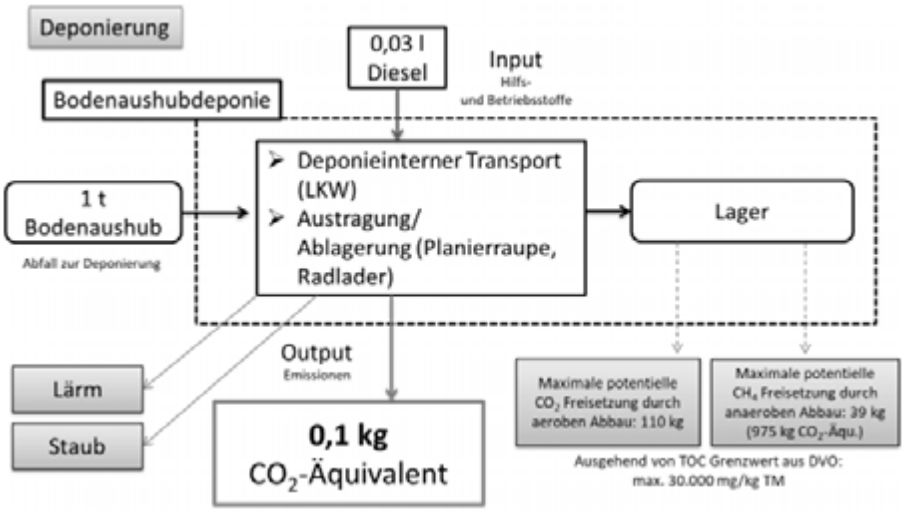


Abb. 1: Vereinfachte Sachbilanz einer Bodenaushubdeponie.

Vor allem bei den klassischen Bodenaushubdeponien der Größe über 100.000 m^3, die meist als mehrere Meter tiefe Halden- oder Grubenverfüllung zu beschreiben sind, wird das Aushubmaterial verschiedenster zugelassener Qualitäten buchstäblich begraben. Das führt zu einer weiteren Umweltauswirkung, nämlich dem Verlust einer Reihe von Bodenfunktionen sowie der enthaltenen, pflanzenverfügbaren Nährstoffe. Besonders Bodenaushub der Qualitätsklassen A1, A2 und A2G, der sich für eine Verwertung besonders gut eignet, wird in Österreich zu rund 60 % auf Deponien entsorgt. Analysen von Bodenaushub der Montanuniversität in Leoben zeigen, dass pro Tonne abgelagertem Material rund 0,02 kg an pflanzenverfügbarem Phosphor, 0,038 kg an pflanzenverfügbarem Kalium und 1,1 kg an pflanzenverfügbarem Stickstoff verloren gehen (Wellacher und Brechlmacher, 2018). Legt man diese Zahlen exemplarisch auf die jährlich in Österreich deponierten Mengen um, entspricht das einer Menge von 150 t Phosphor, 283 t Kalium und 8.195 t Stickstoff.
Diese Nährstoffe werden von der industriellen Landwirtschaft dringend benötigt und oft mit Hilfe energieaufwändiger Prozesse künstlich synthetisiert. Beim Haber Bosch Verfahren, das seit über 100 Jahren zur Ammoniaksynthese im Einsatz ist, werden rund 80 % des erzeugten NH_3 als Stickstoff-Düngemittel verwendet. Die Wissenschaftlichen Dienste des Deutschen Bundestags (2018) bezifferten die Emissionen von Kohlenstoffdioxid pro Tonne erzeugtem Ammoniak auf 2 t CO_2 pro t NH_3. Des Weiteren kommt es durch die gezielte Stickstoffdüngung zu vermehrten Emissionen von Lachgas (N_2O) in die Atmosphäre. In Deutschland zeichnet sich die Landwirtschaft nach Schütze und Geupel (2011) bereits für rund 70 % der Lachgasemissionen durch Stickstoffdüngung aus.
Phosphor wird in Form von P2O5 (Phosphorpentoxid) ebenfalls unter energieintensiven Bedingungen künstlich zur Düngemittelproduktion hergestellt. Die energetischen Aufwendungen nicht-erneuerbarer Energieressourcen liegen laut Kraus et al. (2019) für die konventionelle Phosphor-Düngemittelproduktion bei etwa 27 MJ/kg P_2O_5 und das Treibhausgaspotential bei etwa 1,2 kg CO_2- Äquivalenten pro kg P_2O_5.

2.2 Verwertung

Um einen praxisnahen Blick auf die Abläufe und Organisation der Verwertung von geeignetem Bodenaushub zu Komposterde zu erhalten, wurden in Kooperation mit einem Komposterdenwerk (Poschacher Kompost) in der Steiermark und Daten der Montanuniversität Leoben verschiedene Bilanzen erstellt. Es ging sowohl darum, eine ausführliche Prozessdarstellung abzubilden, als auch Daten zu den Masse- und Energieströmen zusammenzuführen. Mit diesen Erkenntnissen wurden anschließend Schlussfolgerungen zu den klimatischen Auswirkungen gezogen.

Erkenntnisse aus der Massenbilanz und der Energiebilanz wurden in einer zusammenfassenden, vereinfachten Sachbilanz kumuliert. Das heißt jene Prozesse und jene In- und Outputs, die den höchsten Anteil am Gesamtresultat haben, werden bearbeitet. Als Systemgrenze für diese Sachbilanz wurde das Komposterdenwerk des Betriebs definiert. Ins System kommen sowohl der zu verwertende Abfall (Bodenaushub) als auch die Inputs, die in Form von Hilfs- und Betriebsstoffen benötigt werden. Das System verlassen anschließend das Produkt und die Outputs, die in Form von Abfällen und Emissionen entstehen.

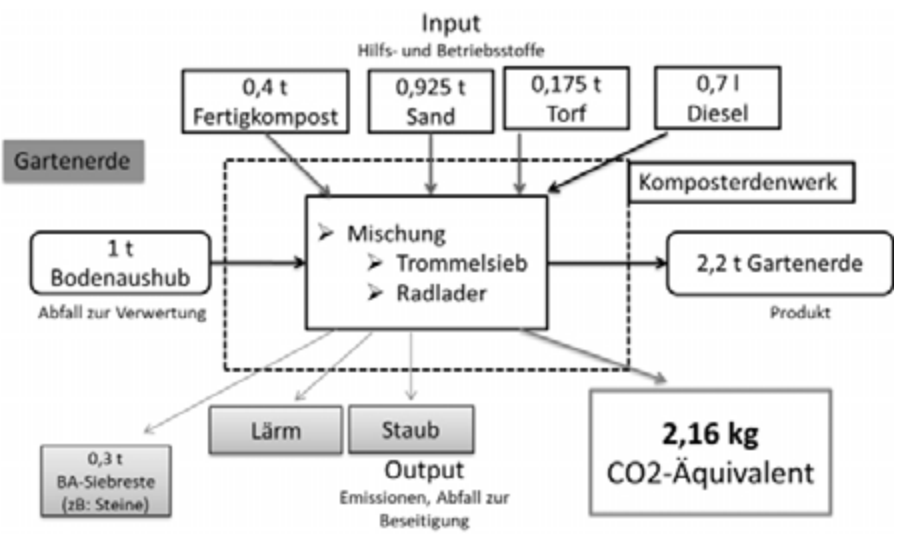


Abb. 2: Modifizierte Sachbilanz: Gartenerde (Eigene Darstellung nach Poschacher, 2019b, Wellacher, 2019).

Die produzierte Gartenerde wurde analysiert und enthält 197 mg Phosphor und über 600 mg Kalium pro Kilogramm Trockenmasse. 0,31 Gramm Stickstoff sind pro 100 Gramm Trockenmasse vorhanden. Die Werte für pflanzenverfügbares Phosphor und Kalium wurden hier als „sehr hoch“ eingestuft. Im Vergleich zum Ausgangsmaterial, dem Bodenaushub, wurde durch die Mischung und Reifung mit Sand, Kompost und Torf der Anteil von Phosphor um fast 800 % gesteigert. Der Anteil von pflanzenverfügbarem Kalium stieg um über 1.478 %. Beim Stickstoff kam es ebenfalls zu einer Steigerung von 281 %. Der Gehalt an gesamten Kohlenstoff liegt bei der Gartenerde auf hohem Niveau und stieg um 7,2 % auf 8,9 %. Der pH-Wert lag mit 6,8 im annähernd neutralen Bereich (Wellacher und Brechlmacher, 2018).
Basierend auf dem Berechnungsschema für Humusgehaltssteigerungen von CarboCert und der Ökoregion Kaindorf, wurden in das fertige Produkt Gartenerde durch

die Steigerung des Humusanteils um 7,2 % nun insgesamt rund 300 kg CO_2 eingelagert

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Solange es keine Begrenzung des Deponievolumens gibt, wird die Bodenaushubdeponie immer eine attraktive und schnelle Alternative zur Verwertung darstellen.
Als Folge davon gehen jährlich rund 60 % des Bodenaushubs der höchsten Qualitätsklassen (A1, A2, A2G), die sich für die Verwertung zu Komposterde eignen, auf Bodenaushubdeponien „verloren". Mit diesem Verlust der Ressource Boden gehen jedoch noch eine Reihe anderer Auswirkungen auf die Umwelt einher.
Enthalten sind in diesen Mengen auch rund 9.000 t an pflanzenverfügbaren Nährstoffen, die jährlich natürlichen Kreisläufen entzogen und in Bodenaushubdeponien begraben werden. Dieselben Nährstoffe müssen stattdessen unter hohem Energieeinsatz künstlich für die konventionelle Landwirtschaft als Düngemittel produziert werden und führen zu vermehrten THG-Emissionen. Des Weiteren kommt es nicht nur zu einem beträchtlichen Flächenverlust, sondern auch zu einem weitreichenden Verlust der Bodenfunktionen. Diese betreffen nicht nur die Lebensräume von Tieren und Pflanzen, sondern in weiterer Folge auch die des Menschen. Diese Problematiken sind keinesfalls neu und werden auch in internationalen politischen Zielsetzungen, wie den UN Sustainable Developement Goals als eigene Punkte angeführt. Konkrete Handlungsstrategien, die über Bekenntnisse hinausgehen, sind deswegen sowohl auf österreichischer Bundesebene als auch EU-weit wünschenswert.
Besonders vor dem Hintergrund der stetigen Versiegelung österreichischer Böden, ergibt sich hier ein reichhaltiges Potenzial für zukünftige Studien, die die Möglichkeit einer Ablagerungsbeschränkung bzw. eine Verwertungsquote hochwertiger Böden untersuchen könnten.
Im direkten Vergleich der Prozesse von Deponierung und Verwertung stellte sich die Ablagerung wenig überraschend als die weniger energieintensive Option heraus. Hier ist anzumerken, dass die Deponierung praktisch keinerlei andere Verfahrensschritte aufweist als Bodenaushubmaterial abzukippen und mit einer Planierraupe in den Deponiekörper einzuarbeiten. Herauszuheben ist jedoch der Zeitraum nach der Deponierung bzw. Verwertung. Auf die Frage welche CO_2-Umsetzungen auf einer Deponie nach der Ablagerung stattfinden, konnten weder Literatur noch befragte Experten eine genaue Antwort geben. Erhebungen dieser Art wurden bislang nicht getätigt und scheinen auch nicht von Interesse. Durch die verstärkte Durchlüftung und gesteigerte Mineralisierung des Aushubmaterials während des Transports, sowie die anschließende verdichtete Integrierung in den Deponiekörper ist hier noch Forschungsbedarf gegeben. Daraus lässt sich jedoch nicht die Schlussfolgerung ziehen, dass auf Bodenaushubdeponien keine Bodenluftemissionen stattfinden. Laut Experten wurden diese noch nie gemessen.
Der Prozess der Verwertung zu Komposterde erfordert zwar ein größeres Aufgebot an zeitlichem, maschinellem und personellem Einsatz als die Deponierung, liefert jedoch ein aufgewertetes Endprodukt, das bereit für die Rückführung in ökologische Kreisläufe ist. Es kommt zu einer Optimierung der Bewuchsbedingungen, erhöhter Wasserspeicherkraft, einer Steigerung der pflanzlich verfügbaren Nährstoffe und einer erhöhten mikrobiellen Biomasse. Diese Aufwertungen einer als Abfall deklarierten Ressource unterstreicht die Notwendigkeit der Optimierung des Verwertungsprozesses zu Komposterde. Nicht nur könnten gesteigerte Verwertungskapazitäten und auf höhere Mengen ausgelegte, maschinelle Lösungen die Emissionen pro Tonne Bodenaushub im Mischprozess senken, auch die Attraktivität für Bauherren könnte durch eine gesteigerte Bereitstellung dieser Verwertung erhöht werden. Hier wäre auf jeden Fall weiterer Forschungsbedarf gerechtfertigt, um Prozessoptimie-

rungen und deren Folgen auf die Verwertungsraten von qualitativ hochwertigen Böden zu ermitteln.
In Zeiten des Klimawandels begleitet von der kontinuierlichen Versiegelung und Degradierung der europäischen Böden, belegen die verarbeiteten Daten, dass eine sorgsame Verwertung dieses Abfallstroms ein größeres Potential zum Erhalt unserer Böden bereithält als die Deponierung.

LITERATUR

Beste, A. (2015) Intensivfeldbau: Industrielle Landwirtschaft mit Zukunftsproblemen. In: Chemnitz, C. und Weigelt, J. (Hrsg.): Bodenatlas - Daten und Fakten über Acker, Land und Erde, Berlin, Potsdam: Heinrich-Böll Stiftung, Institute for Advanced Sustainability Studies (IASS), Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Le Monde diplomatique, S. 18-19

BWAP (2017) Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017. Teil 1. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). Stubenring 1, 1010 Wien.

CarboCert (2019a) Humuszertifikate. https://www.carbocert.de/humuszertifikate [Abfrage am 16. September 2019]

Gerzabek, M., Schwarz, S., Englisch, M. und Baumgarten, A. (2002) Boden - die unterschätzte Ressource? Ländlicher Raum 1/2002. S. 1-13

Kraus, F., Zamzow, M., Conzelmann, L., Remy, C., Kleyböcker, A., Seis, W., Miehe, U., Hermann, L., Hermann, R. und Kabbe, C. (2019) Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung. Abschlussbericht an das Umweltbundesamt. TEXTE 13/2019. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Lal, R. (2011) Soil carbon sequestration - SOLAW Background Thematic Report - TR04B. Rom: FAO

Poschacher, F. (2019) Geschäftsführer von Poschacher Kompost. Persönliche Mitteilung vom 23.1.2019, Kraubath.

Schütze, G. und Geupel, M. (2011) Stickstoff – Zu viel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Broschüre. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Umweltbundesamt (2019) Flächeninanspruchnahme. Bericht des Umweltbundesamts. https://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/raumordnung/rp_flaecheninanspruchnahme/ [Abfrage am 13. Oktober 2019]

Verein Ökoregion Kaindorf (2018) Humus-Zertifikate. https://www.oekoregion-kaindorf.at/index.php?id=167 [Abfrage am 8. August 2019]

Wellacher, M. und Brechlmacher, M. (2018). Katalog zu Bodenproben aus der Steiermark mit geogener Metallbelastung & Bodensubstrate zur Rekultivierung. Projekt ReSoil. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft. Leoben.

Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags (2018) Energieverbrauch bei der Produktion von mineralischem Stickstoffdünger. Dokumentation des Fachbereichs für Umwelt, Naturschutz, Reaktorsicherheit, Bildung und Forschung. Berlin: Deutscher Bundestag.

Gewinnung einer organischen Fraktion aus gemischten Siedlungsabfällen mittles Hydrozyklon

A. do Carmo Precci Lopes, C. Ebner, S. Robra & A. Bockreis
Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Restabfalltonnen dienen der Sammlung von nicht wiederverwertbaren und nicht gefährlichen Stoffen. Sie enthalten jedoch immer noch etwa 32 % biologisch abbaubare Stoffe wie Lebensmittel- und Küchenabfälle, Gartenabfälle, Papier und Ähnliches. Aufgrund seiner schwierigen Abtrennung aus dem Restabfall wird dieser biogene Anteil derzeit noch nicht zur Biogaserzeugung auf Kläranlagen genutzt. Das Hauptziel dieser Studie war die Entwicklung eines mechanischen Verfahrens zur Gewinnung von biologisch abbaubaren Materialien aus gemischten Siedlungsabfällen. Das Verfahren besteht aus einer Siebeinheit mit einer Maschenweite von 12 mm, einer Mischeinheit und einem Hydrozyklon. Das resultierende Substrat, das für den Einsatz in der Co-Vergärung auf Kläranlagen vorgesehen ist, wies einen hohen Anteil an biologisch abbaubaren Substanzen auf, mit einem oTR-Gehalt von ca. 68 % TR und einem Biomethanpotential von 262 m^3_N/t oTR. Die mineralische Fraktion bestand hauptsächlich aus Partikeln < 0,5 mm, was die Entwässerungseigenschaften des Faulschlammes nach der anaeroben Vergärung positiv beeinflussen kann.

1 EINLEITUNG

Gemischte Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen setzen sich aus verschiedenen, teilweise wiederverwertbaren Komponenten zusammen, z.B. Lebensmittel- und Küchenabfälle, Papier, Glasscherben, Steine, Metalle, Wachs und Hygieneartikel. Sie können aber ebenfalls problematische Anteile enthalten, wie z.B. Zigarettenkippen, Medikamente, Batterien und elektrische und elektronische Abfälle. Wenn die biogene Fraktion aus dem Restabfall abgetrennt werden könnte, z.B. durch mechanische Verfahren, wäre ihre Nutzung als Co-Substrat in den Faulbehältern von Kläranlagen möglich.

Freie Kapazitäten in Faultürmen auf Kläranlagen werden häufig für die Co-Vergärung von getrennt gesammelten Bioabfällen genutzt (Schmelz 2000). Die Vermischung eines "sauberen" Co-Substrates in Form der Bioabfälle mit einem unter Umständen schadstoffbelasteten Substrat wie Klärschlamm, verhindert in einigen österreichischen Bundesländern die landwirtschaftliche Verwertung des anfallenden Gärrestes (Meirer et al. 2017). Im Gegensatz dazu eignet sich der Gärrest aus der Monovergärung von Bioabfällen für Düngezwecke, da der Input hauptsächlich aus Speise-, Küchen- und Grünabfällen besteht (Nghiem et al. 2017).

Alternativ könnte hier die aus Restabfall mechanisch abgetrennte biogene Fraktion als Ersatz für die als Co-Substrat auf Kläranlagen eingesetzten Bioabfälle dienen. Derzeit findet sich selbst nach mechanischen Trennverfahren noch ein größerer Anteil an Stör- und Schadstoffen in der biogenen Fraktion, was ihren großtechnischen Einsatz bisher verhinderte. Störstoffe wie Glasscherben und Steine können Pumpen und Rührwerke beschädigen sowie sich am Boden des Fallturmes absetzen. Weiterhin besteht die Gefahr, dass Schadstoffe aus Medikamenten, Batterien und Zigarettenstummeln in die flüssige Phase übergehen und zur Verschmutzung von Wasserläufen beitragen.

Im Gegensatz zur Co-Vergärung wird die Monovergärung von mechanisch getrennten biogenen Restabfallanteilen bereits in Großanlagen praktiziert (Strabag Umwelttechnik GmbH 2018). Zum Beispiel verfügt das *Glasgow Recycling and Renewable Energy Center* (GRREC) in Schottland über ein Nassaufbereitungsverfahren (BTA®), bei dem aus Siedlungsabfällen < 80 mm eine Suspension hergestellt wird. Leichte Partikel (z.B. Kunststoffe) werden von den schweren Materialien > 10 mm (z.B. Glasscherben, Keramik, Steine) getrennt. Danach durchläuft die Suspension vier in Serie geschaltete Schwerstoffabscheider, die aus Speicherbehälter, Hydrozyklon, Klassierrohr und Sandfang („Gritbox“) bestehen. Hier werden weitere feine, inerte Materialien entfernt (EBA 2019), (Lopes et al. 2019). Im Gegensatz zum GRREC gelang es in der Ecoparc-Anlage in Spanien zum Zeitpunkt der Untersuchung nicht, die Siedlungsabfälle effizient für die anaerobe Vergärung aufzubereiten. Die Aufbereitung bestand aus einer Siebung der Siedlungsabfälle bei 80 mm, Metallabscheidern und Pulper für die Entfernung von Leicht- und Schwerstoffen. Nach der Modernisierung der Anlage wird heute die anaerobe Vergärung von getrennt gesammelten Bioabfällen erfolgreich betrieben (Hagenmeyer 2014).
In dieser Studie wurde ein Aufbereitungsverfahren im Pilotmaßstab für die Herstellung eines alternativen Co-Substrates aus gemischten Siedlungsabfällen für die anaerobe Co-Vergärung auf Kläranlagen entwickelt. Die Qualität des produzierten Co-Substrates wurde anhand des organischen Trockenrückstands (oTR), des mineralischen Anteils und seiner Korngrößenverteilung (KGV) sowie des Biomethanpotentials (BMP) bewertet.

2 MATERIAL UND METHODEN

Das Ausgangsmaterial für das entwickelte Verfahren wurde aus der niederkalorischen Fraktion (NK, < 40 mm) des Restabfalls der Stadt Innsbruck und Umgebung gewonnen. Hieraus wurde eine Probenmenge von 130 kg Material < 12 mm durch Absieben hergestellt. Die erzeugte Fraktion < 12 mm wurde, basierend auf dem ermittelten TR-Gehalt des Materials und entsprechend der angestrebten TR-Gehalte in der fertigen Mischung (9 % der Frischmasse), in einen 1 m³-IBC-Container eingewogen. Unter starkem Rühren wurden ca. 500 L der Maische im unteren Bereich des IBC-Containers abgesaugt und dem Hydrozyklon zugeführt. Nach der Behandlung im Hydrozyklon wurde der Oberlauf wieder zurück in den Maische-Container geführt, wo er jeweils wieder mit der im Container verbliebenen Maische gemischt wurde. Nach dem dritten Hydrozyklon-Durchgang wurde der Oberlauf in Gefäßen von ca. 50 L aufgefangen. Der aufgefangene Oberlauf, das spätere Co-Substrat, wurde ca. eine Stunde stehen gelassen, um eine dickflüssige Phase zu erzeugen (sauberes Co-Substrat) (Lopes et al. 2020).
Die Parameter oTR, KGV des inerten Anteils sowie das BMP des produzierten Co-Substrates wurden ermittelt. Der Glührückstand der oTR-Bestimmung wurde bei 2 mm und 0,5 mm gesiebt, um die KGV zu bestimmen. Das BMP wurde mit einem AMPT II (Bioprocesscontrol 2012) bestimmt. Die Qualität des erzeugten Co-Substrates wurde mit dem vom GRREC erzeugten Substrat (Glasgow) (Lopes et al. 2019) und mit dem derzeit auf der Kläranlage Innsbruck verwendeten Co-Substrat verglichen.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Das produzierte Co-Substrat wies einen oTR-Gehalt von ca. 68 % TS und ein BMP von 262 m^3_N/t oTR auf. Die Nassaufbereitung im GRREC führte zu einem Substrat mit einem höheren oTR-Gehalt und damit zu einem höheren BMP (Abb. 1). Das

Inputmaterial beider Anlagen stammt aus Restabfall, wobei in dieser Studie nur die Fraktion < 12 mm betrachtet wurde, während am GRREC die Fraktion < 80 mm als Substrat verarbeitet wird. Darüber hinaus besteht die Aufbereitung des GRREC aus vier in Serie angeordneten Hydrozyklonen. Daher kann vermutlich am GRREC ein höherer Anteil an biogenen Stoffen zurückgewonnen werden. Im Vergleich dazu weist das betrachtete derzeit in der Kläranlage Innsbruck verwendete Co-Substrat die höchsten oTR-Gehalte und BMP-Werte auf, da dieses Material aus getrennt gesammeltem Bioabfall besteht und daher qualitativ höherwertiges biogenes Material bei geringeren Störstoffgehalten enthält.

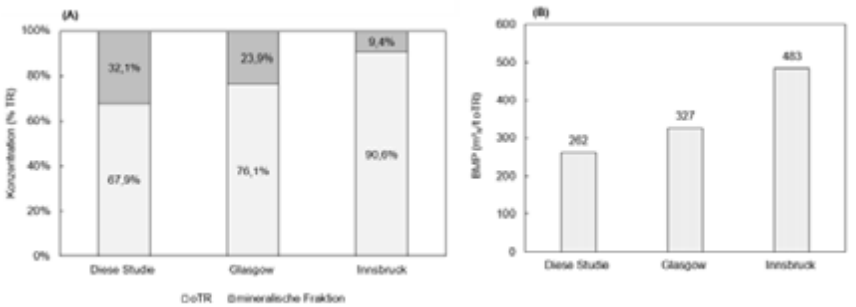


Abb. 1: Vergleich der Qualität des erzeugten Co-Substrates nach dreimaligem Durchlauf durch den Hydrozyklon mit dem Substrat aus dem GRREC (Glasgow) und dem derzeit verwendeten Co-Substrat in Innsbruck.

Das in dieser Studie produzierte Co-Substrat enthielt einen vergleichsweisen geringeren Gehalt an oTR, und demnach einen entsprechend höheren Inertstoffgehalt. Hierdurch wird zwar die Biogasausbeute verringert, andererseits wird aber die Entwässerungseigenschaften des anfallenden Faulschlammes verbessert (Svennevik et al. 2019). Im Gegensatz zum Inertstoffgehalt wirkt sich ein hoher oTR-Gehalt typischerweise negativ auf die Entwässerungseigenschaften aus, da das Vorhandensein organischer Strukturen die Wasserhaltekapazität erhöht (DWA 2018).

Die KGV des produzierten Co-Substrates entsprach weitgehend der des derzeit auf der lokalen Kläranlage verwendeten Co-Substrates, dessen Inertpartikel meist < 0,5 mm waren (Lopes et al. 2020) (Abb. 2). Das von GRREC erzeugte Substrat wies einen geringeren Anteil an Partikeln > 0,5 mm als der Innsbrucker Bioabfall auf. Der Einfluss solcher Partikel in Fermentern hinsichtlich Sedimentation und Abrieb von Pumpen und Rührwerken muss in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

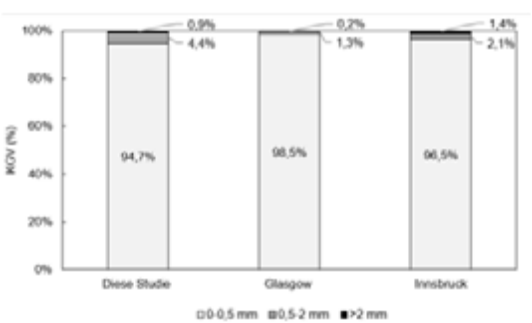


Abb. 2: Vergleich der KGV des erzeugten Co-Substrates nach dreimaligem Durchlauf durch den Hydrozyklon mit dem Substrat aus dem GRREC (Glasgow) und dem derzeit in Innsbruck verwendeten Co-Substrat.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Das entwickelte Nassaufbereitungsverfahren im Pilotmaßstab entfernte effizient schwere Partikel aus der Restabfallfraktion < 12 mm. Das produzierte Co-Substrat enthielt ca. 68 % oTR und hatte ein BMP von 262 m^3_N/t oTR. Der Großteil der verbleibenden mineralischen Fraktion hatte eine Partikelgröße von < 0,5 mm, was sich positiv auf die Entwässerungseigenschaften des Gärrestes auswirken kann.

5 DANKSAGUNG

Unser Dank geht an die Österreichische Akademie der Wissenschaften (DOC) für ein Stipendium am Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Umwelttechnik, an die Abfallbehandlung Ahrental GmbH für die finanzielle Unterstützung und an das MCI Management Center Innsbruck für die Kooperation bei der Entwicklung und der Durchführung der Arbeit.

LITERATUR

Bioprocesscontrol (2012) AMPTS II *Automatic Methane Potential Test System*. Operational and Maintenance Manual, Version 1.4.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2018) *Merkblatt DWA-M 383 Kennwerte der Klärschlammentwässerung*.

Europan Biogas Association (EBA) (2019) *Success stories 2019 - Good Practices and Innovations in the Biogas Industry*.

Hagenmeyer, M. (2014) *Application of Anaerobic Digestion for the Treatment of Municipal Solid Waste in Several Projects*, TK Verlag - Fachverlag für Kreislaufwirtschaft, Waste Management, Volume 4,11, 407–420.

Lopes, A. C. P., Müller, W., Bockreis, A. (2019) *Mechanical wet pre-treatment efficiency of OFMSW for biogas production*. In Waste-to-Resources. Fachtagung, 14.-16.05.2019, Hannover.

Lopes, A. C. P., Senfter, T., Ebner, C., Senn, M., Pillei, M., Kraxner, M., Robra, S., Bockreis, A. (2020) *Separation of biodegradable material from the low calorific fraction of municipal solid waste*. Journal of Cleaner Production (eingereicht (Stand: Juli 2020)).

Meirer, M., Müller, W., Bockreis, A. (2017) *Mechanische Abtrennung biogener Reststoffe aus Restabfall für die Co-Vergärung in Faultürmen kommunaler Kläranlagen*. Österreichische Wasser- Und Abfallwirtschaft, 69 (9–10), 397–404.

Nghiem, L. D., Koch, K., Bolzonella, D., Drewes, J. E. (2017) *Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 72, 354–362.

Schmelz, K.-G. (2000) *Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen*. Rhombos-Verlag.

Strabag Umwelttechnik GmbH (2018). References Biogas Plants.

Svennevik, O. K., Beck, G., Rus, E., Westereng, B., Higgins, M., Solheim, O. E., Nilsen, P. J., Horn, S. J. (2019) *CNash - A novel parameter predicting cake solids of dewatered digestates*. Water Research, 158, 350–358.

Mobile Abwasserreinigungsanlage in der Altlastensanierung

P. Müller, R. Mischitz, B. Binder & F. Hametner
ferroDECONT GmbH, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Hohe Kosten für die Grundwasserreinigung von Altstandorten, die sich üblicherweise bei Sanierungsbeginn ergeben, können durch einen mobilen Anlagenaufbau deutlich verringert werden. Durch ein mobiles und kompaktes Konzept der Reinigungsanlage entfallen die anfänglich hohen Investitionskosten für einen stationären Infrastrukturaufbau. Ein flexibel einsetzbares Container-System kann punktuell und gezielt am gewünschten Ort eingerichtet und mit wenig Aufwand umgestellt werden, was erhebliche Vorteile bei zeitgleichen Bebauungsmaßnahmen der zu sanierenden Flächen bringt. Es wird der konzeptionelle Aufbau einer derartigen mobilen Anlage zur Schwermetallentfrachtung beschrieben. Materienrechtliche Aspekte mobiler Einrichtungen werden in diesem Artikel nicht behandelt.

1 EINLEITUNG

Bei vielen Altlasten wird eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität festgestellt (UBA 2020). Daher kann im Vorfeld, während und im Rahmen der Nachsorge nach Abschluss der Sanierung eine Absenkung des Grundwasserspiegels innerhalb des Standortes erfolgen, um einen Austrag von Schadstoffen aus dem Altlasten- bzw. Altstandortbereich zu verhindern.
Als eine geeignete Sanierungsmaßnahme wird das „Abpumpen und Reinigen“ (pump & treat) des verschmutzten Grundwassers mithilfe einer Behandlungsanlage eingesetzt. Diese Maßnahme sieht das Entfrachten des Grundwasserstroms, also die Entfernung bzw. Reduktion der Kontamination, vor und erfolgt über einen Zeitraum von mehreren Jahren bzw. bis zur Erreichung der Sanierungszielwerte.
In diesem Zusammenhang können anfänglich hohe Investitionskosten für einen stationären Infrastrukturaufbau durch den Einsatz einer mobilen Abwasserreinigungsanlage vermieden werden. Die bestehenden Einheiten können darüber hinaus an verschiedenen Standorten verwendet werden und garantieren eine rasche Einsatzbereitschaft.

2 ABWASSERREINIGUNGSANLAGE

Es kommt ein sogenanntes „Pump and Treat“-Verfahren zum Einsatz. Unter dieser Bezeichnung wird die Entnahme von kontaminiertem Grundwasser aus der gesättigten Bodenzone mit einer nachfolgenden Behandlung verstanden. Die hydraulische Maßnahme selbst besteht dabei aus einer Fassung, Förderung und Behandlung des kontaminierten Wassers. Die Reinigung des belasteten Wassers erfolgt anschließend „on-site“ durch Abtrennung, Abbau oder Umwandlung der enthaltenen Schadstoffe über physikalische und/oder chemische Verfahren. Durch die Entnahme von Grundwasser wird abhängig von der Förderrate und den Grundwasserverhältnissen eine Absenkung des Grundwasserspiegels bewirkt, womit ein kurz- mittel- oder langfristiger Eingriff in den Wasserhaushalt vorgenommen wird.

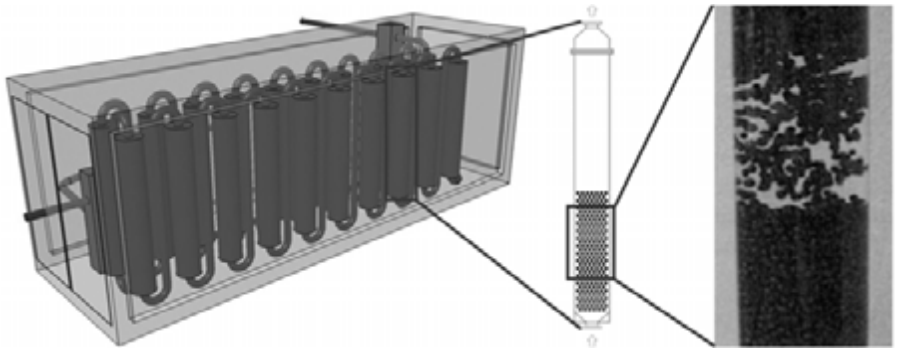


Abb. 1: Schematische Darstellung der Wirbelschicht-Reaktoren.

2.1 Grundwasserentnahme

Aus einem Grundwasserbrunnen wird mithilfe einer Tauchpumpe (mehrstufige Kreiselpumpe), deren Drehzahl über einen Frequenzumrichter geregelt wird, die erforderliche Menge an Grundwasser gefördert. Der Frequenzumrichter wird von einer Füllstandsmessung eines Grundwasserpufferbehälters angesteuert. Die entnommene Wassermenge wird über eine Durchflussmessung registriert und im Datenlogger gespeichert. Die Einstellung der Pumpe (entsprechend der Kennlinie) erfolgt über ein in die Druckseite der Förderleitung installiertes Manometer und ein Membranventil.

Die zu fördernde Grundwassermenge ist vom Zufluss und des Durchlässigkeitsbeiwerts des zu behandelnden Bodenhorizonts abhängig und wird üblicherweise im Vorfeld durch einen Pumpversuch ermittelt. Die gezeigte Anlage (siehe Abb. 2) ist auf eine Förderleistung von 10 L/s ausgelegt.

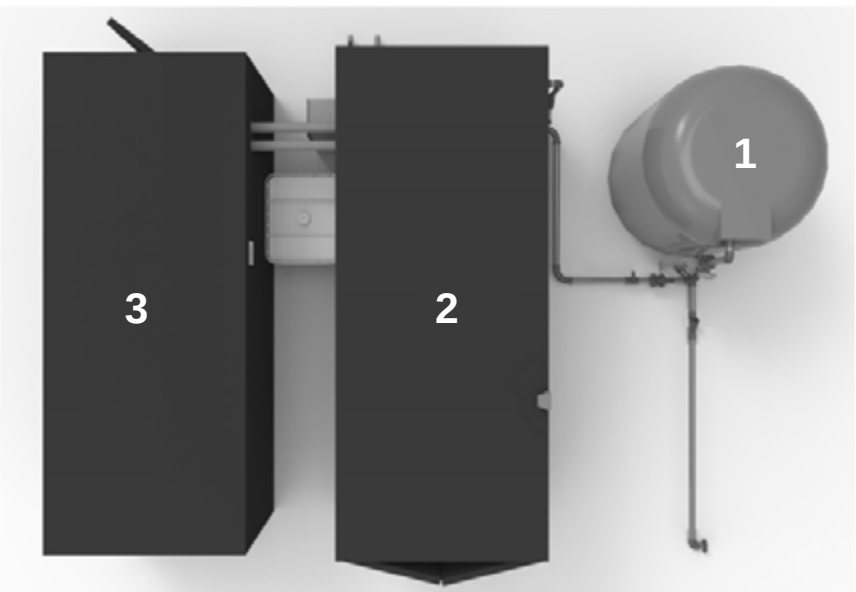


Abb. 2: Anlagenbereiche: (1) Grundwasserfassung, (2) Behandlungseinheit (high cube-Ausführung), (3) SPS-Anlagensteuerung; getrenntes Lager für Werkzeug und Hilfsstoffe.

2.2 Wasseranalytik

Für die Online-Grundwasseranalytik des Anlagenzulaufs wird ein Teilstrom des Wassers über einen Bypass geleitet, in dem Sensoren zur Messung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit, Temperatur, Trübung und Redoxpotential installiert sind. Ein zweiter Bypass im gereinigten Ablauf ist für die gleichen Messparameter installiert um eine Online-Prozesskontrolle zu ermöglichen.
Die quantitative Schwermetallanalytik erfolgt photometrisch und automatisiert und ist mit voreingestellten Warnschwellen und Grenzwerten für die Ablaufwerte belegt. Sämtliche Messwerte werden für die Qualitäts- und Beweissicherung in einem Datenlogger gespeichert.

2.3 Reaktionsmodule zur Schwermetallentfrachtung

Die Entfrachtung, welche auf gelöste Schwermetalle abzielt, die mit nullwertigem Eisen reduziert werden können, wie etwa Blei, Chrom, Kupfer, Quecksilber und Wolfram, erfolgt in einer Kaskade, die aus mehreren Reaktionsmodulen besteht. Das Modul selbst besteht vereinfacht aus einem vertikalen Rohr, welches von unten nach oben durchströmt wird. Diese sind seriell miteinander verbunden und die Verrohrung ist so konzipiert, dass entweder zwei voneinander unabhängige Kaskaden oder beide gemeinsam betrieben werden können (siehe Abb. 3).
Während des Betriebs wird in den Modulen eine Schüttung aus nullwertigem Eisen fluidisiert, wodurch eine Wirbelschicht (siehe Abb. 1) entsteht. Die dafür notwendige Fließgeschwindigkeit wird über eine frequenzgesteuerte Pumpe geregelt, die mit einem Durchflussmesser gekoppelt ist. Dadurch kann die Leistung der Pumpe an die gerade notwendige Granulatmenge in den Modulen angepasst werden.
Die Behandlungsmethode salzt die Wässer nicht zusätzlich auf, da es sich lediglich um einen Elektronenaustausch zwischen dem gelösten Schadstoff und dem Reduktionsmittel Eisen handelt und somit keine weiteren Salze zur Wasseraufbereitung benötigt werden.

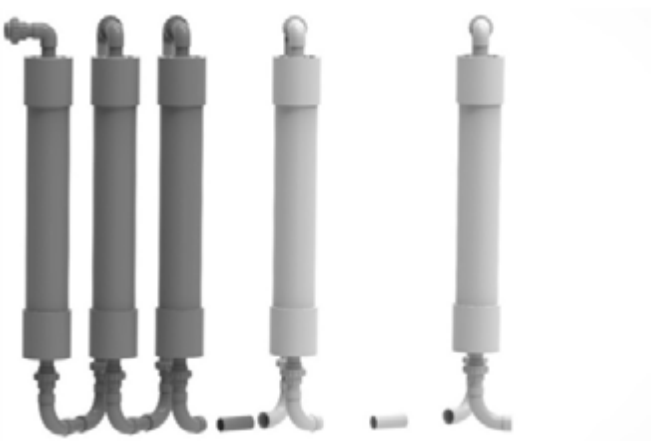


Abb. 3: Erweiterbare Moduleinheit.

2.4 Entfernung der Fällungsprodukte

Um die Einleit-Grenzwerte für das jeweilig gefällte Schwermetall bzw. die Trübstoffe im Ablauf nicht zu überschreiten, wird eine physikalische Klärstufe (Filtereinheit) zugeschaltet, welche das in den Reaktionsmodulen entstehende Fällungsprodukt abscheidet. Der dabei entstehende schwermetallhaltige Schlamm kann im Anschluss

entsorgt bzw. bei entsprechend wirtschaftlich vertretbaren Wertmetallkonzentrationen aufbereitet werden.

2.5 Anlagensteuerung

Die Bedienung der Anlage und Visualisierung des Prozesses wird über eine PC-basierte Steuerungstechnik mithilfe eines Touchscreens (siehe Abb. 4) bzw. über eine Internetschnittstelle via Fernwartungsprogramm realisiert.



Abb. 4: Touchpanel als Human Machine Interface.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Die dargestellte Anlagen- und Verfahrensmethodik eines mobil einsetzbaren Containersystems zur Aufbereitung von Abwasser in der Altstandort-/Altlastensanierung hat sich in der Praxis bereits bestens bewährt.
Das vorgestellte mobile Anlagensystem wurde für eine Konzentration von gelösten Schwermetallen < 1 mg/L bei gleichzeitig beachtlichen Förderraten von bis zu 40 m³ pro Stunde ausgelegt. Die gereinigten Wässer werden nicht zusätzlich aufgesalzt und eine Abtrennung der gefällten schwermetallhaltigen Schadstoffe kann die Möglichkeit einer Wertstoffrückgewinnung eröffnen.
Anfänglich hohe Investitionskosten in den Aufbau einer stationären Anlage können vermieden werden. Die Betriebskosten entfallen hauptsächlich auf den für den Pumpbetrieb notwendigen Energieeinsatz. Material- und Wartungskosten sind aufgrund des hohen Automatisierungsgrades, der Robustheit des Verfahrens und des Fernzugriffs sehr gering.
Die Kombination aus einer modular aufgebauten Abwasserreinigungseinheit mit einem störungsresistenten Verfahren, welches die behandelten Wässer nicht zusätzlich aufsalzt, stellt eine ideale Basis für einen sicheren vor-Ort Betrieb an einer Altlast dar.

LITERATUR

Umweltbundesamt (UBA) (2020) Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Umweltbundesamt GmbH, Wien, S.32.

Chancen und Hürden einer optimierten Verwertung von Fettabscheider - Inhalten in einer Tiroler Tourismusregion.

T. Lichtmannegger, C. Kinzel, J. Knapp, C. Ebner & A. Bockreis
Institut für Infrastruktur, AB Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Fette und Öle, die in das Abwasser gelangen, verursachen weltweit Probleme in den Kanalnetzen und in Abwasserreinigungsanlagen. Um dies zu verhindern, sind in Betrieben, in denen große Mengen an Fetten verarbeitet werden, Fettabscheider als Stand der Technik vorgeschrieben. Um den ordnungsgemäßen Betrieb der Fettabscheider zu gewährleisten, sind vor allem regelmäßige Entleerungen sowie die richtige Betriebsweise unabdingbar. In dieser Studie wurden 19 Fettabscheider in einer Tiroler Tourismusregion auf die Zusammensetzung der Fettschicht, sowie auf den Energiegehalt untersucht.
Im Mittel bestanden rund 60 % der Fettschicht aus Störstoffen (Speisereste, Plastik) und Wasser. Dies wirken sich negativ auf die Qualität der Fette und auf den Energiegehalt der Fettabscheiderinhalte aus. In Österreich ist ein gängiger Verwertungsweg der Fettabscheiderinhalte die Co-Vergärung im Faulturm auf Kläranlagen. Der mittlere Biomethanertrag bei den untersuchten Proben lag bei 927 NL/kg oTR. Eine energetische Verwertung der Fettabscheiderinhalte auf Kläranlagen ist daher sehr vorteilhaft.

1 EINLEITUNG

Fette und Öle, die in das Abwasser gelangen, verursachen weltweit Probleme in den Kanalnetzen und in Abwasserreinigungsanlagen. Beispiele hierfür sind Verstopfungen der häuslichen Abflüsse durch Fettablagerungen, Korrosion in der Kanalisation und die Entstehung von toxischen Gasen (Wallace et al. 2017). Gelangen größere Mengen an Fetten in die Abwasserreinigungsanlage, so fördern diese die massenhafte Vermehrung von fadenförmigen Mikroorganismen, was in weiterer Folge zu massiven Betriebsproblemen, bis hin zum Ausfall ganzer Reinigungsstufen in der Kläranlage, führt.
Um dies zu verhindern, sind in Betrieben, in denen große Mengen an Fetten verarbeitet werden (Gastgewerbe, Lebensmittelbetriebe, Kantinen, etc.), Fettabscheider als Stand der Technik vorgeschrieben. Diese Abscheideanlagen bieten dem Abwasser eine beruhigte Zone, wo sich das Fett vom Abwasser trennen kann. Die Fettschicht schwimmt hierbei an der Oberfläche und verbleibt im Abscheider und das Abwasser wird in die Kanalisation abgeleitet. Die richtige Auslegung und ein guter Wartungszustand der Abscheider mit regelmäßigen Entleerungen, sowie eine gute Betriebsweise sind hierbei für einen ordnungsgemäßen Betrieb der Fettabscheider unabdingbar. Um diese sicherzustellen ist eine Schulung des Küchenpersonals nötig, um den Eintrag an Fett in das Abwasser zu minimieren. Vor allem der Saisonbetrieb im Tourismus stellt hierbei sowohl in der Entsorgungslogistik, der Betriebsweise als auch in der energetischen Verwertung der Fettabscheiderinhalte eine Herausforderung dar. Die durchgeführten Untersuchungen in einer Tiroler Tourismusregion sollen dazu beitragen, technische, ökonomische und ökologische Optimierungspotentiale von Fettabscheidern zu ermitteln. Hierzu wurden umfangreiche Erhebungen und Beprobungen der Fettabscheider von Hotels und Restaurants in einer Modellregion durchgeführt. In dieser Arbeit wird die Zusammensetzung der Fettschicht und deren energetisches Potential betrachtet.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Zusammensetzung der Fettschicht

Für die Untersuchungen wurde die aufschwimmende Fettschicht von insgesamt 19 Fettabscheidern (Hotels und Restaurants) mittels qualifizierter Stichprobe beprobt. Die Proben wurden bis zu den Untersuchungen eingefroren (-18 °C). Nach dem Auftauen wurden die Fettproben auf 60 °C erhitzt und stark gerührt, um eine möglichst homogene Durchmischung zu gewährleisten. Im Anschluss wurde eine definierte Menge der Probe bei 10.000 rfc für 5 min zentrifugiert, um die einzelnen Phasen aufzutrennen. So konnte eine Trennung von bis zu 3 Phasen erreicht werden: Störstoffe (Speisereste, Plastik, etc.), wässrige Phase und Fettschicht. Die Phasen wurden im Anschluss einzeln abgehoben und gravimetrisch bestimmt. Der Anteil der Phase an der Gesamtprobe ist in Prozent (%) dargestellt.

2.2 Automatischer Biomethan Test (AMPTS)

Um das maximale Biomethanpotential der Fettproben zu bestimmen, wurde ein Biomethan - Test nach VDI 4630 durchgeführt. Für die Durchführung wurde hierzu das AMPTS II System (bioprocess control, Schweden) verwendet. Eine bestimmte Menge an Probe, berechnet nach der VDI 4630, wurde gemeinsam mit ausgefaultem Faulschlamm in Schottflaschen gegeben und mit Stickstoff gespült. Die Temperierung der Flaschen erfolgte in einem Wasserbad und lag über den gesamten Versuchszeitraum bei 37 °C. Das produzierte Biogas wurde über eine CO_2-Falle geleitet, das restliche Biomethan in einem Zählsystem erfasst und auf Normbedingungen umgerechnet (20 °C, 1013,25 mbar). Für alle Proben wurde eine Dreifachbestimmung durchgeführt und der Blindwert (Gasproduktion des Faulschlamms) abgezogen. Die Ergebnisse sind in NL Methan pro kg oTR und pro kg Frischmasse dargestellt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Für eine energetische Verwertung sind Fette sehr gut geeignet, da sie einen sehr hohen Energiegehalt (37 kJ/g) besitzen. Mögliche Verwertungswege sind hierbei die Vergärung in einem Bioreaktor, die Umwandlung in Biodiesel und die Nutzung als Substrat für Biopolymere oder andere Biomaterialien (Ortner et al. 2016). Ausschlaggebend für eine möglichst hochwertige Nutzung ist die Zusammensetzung der Fettschicht. Die Ergebnisse der 19 Fettabscheider sind in Tabelle 1 dargestellt.
In den beprobten Fettabscheidern schwanken die Werte des mit der gewählten Methode extrahierbaren Fettanteils sehr stark. Im Mittel liegt dieser bei nur 40 %. Die Störstofffraktion, mit einem mittleren Anteil von 37 %, und das Wasser 23 % machen zusammen 60 % der Fettschicht aus. Die Störstofffraktion besteht zu einem Großteil aus Speiseresten, aber auch ein beträchtlicher Anteil an Plastik wurde gefunden. Speisereste begünstigen mikrobielles Wachstum, führen zu einem beschleunigten Zerfall der Fetten in freie Fettsäuren und Glyzerin und erhöhen zudem den Wassergehalt in der Fettschicht. Zudem verringern sie den nutzbaren Abscheideraum in Fettabscheidern und somit deren Effizienz. Alles in allem reduzieren sie die Qualität der Fette und machen somit eine höherwertige Nutzung schwieriger.
Um die Qualität der Fettabscheiderinhalte zu verbessern, gilt es vor allem Anlagen mit einem hohen Störstoffanteil zu identifizieren. In Gesprächen mit dem Küchenpersonal und dem Betreiber der Abscheideanlage können dann in weiterer Folge mögliche Verbesserungen im Betriebsablauf besprochen werden, um den Eintrag an Störstoffen zu minimieren.

Tab. 1: Zusammensetzung der beprobten Fettschicht von 19 Fettabscheidern. Dargestellt sind die einzelnen Fraktionen in % an der Gesamtprobe.

Fettabscheider	Fett [%]	Wasser [%]	Störstoffe [%]
#1	33	35	32
#2	45	29	26
#3	0	0	100
#4	36	24	40
#5	2	14	84
#6	23	27	49
#7	29	44	27
#8	100	0	0
#9	12	22	66
#10	0	31	69
#11	47	23	30
#12	33	38	28
#13	64	10	26
#14	67	9	24
#15	100	0	0
#16	26	52	21
#17	48	17	35
#18	0	56	44
#19	88	0	12
Mittelwert	40	23	37

In Österreich ist ein gängiger Verwertungsweg der Fettabscheiderinhalte die Co-Vergärung im Faulturm auf Kläranlagen. Viele Kläranlagen haben durch die großzügige Auslegung der Faultürme freie Faulraum-Kapazitäten. Eine Nutzung dieser freien Kapazitäten ist für viele Anlagen in wirtschaftlicher und auch energetischer Hinsicht attraktiv (Krupp et al., 2005). Die beprobten Fettabscheiderinhalte wurden auf ihren maximalen Biomethangehalt untersucht, die Ergebnisse sind in Abb. 1 dargestellt.

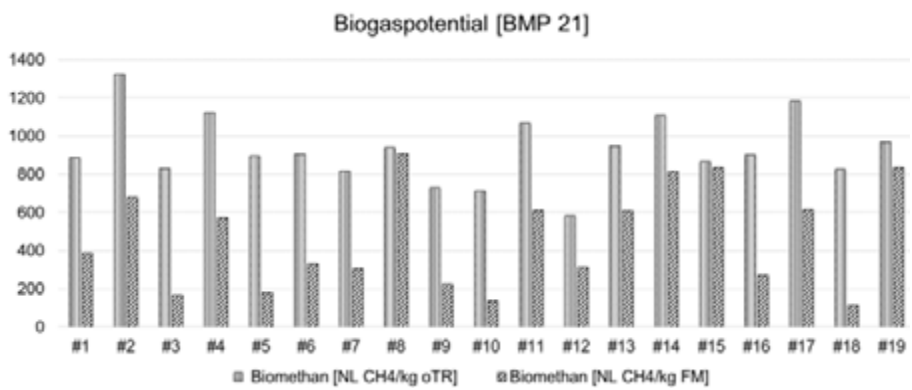


Abb. 1: Biomethanerträge von 19 Fettabscheidern. Gegenübergestellt ist der Ertrag in NL pro kg oTR und pro kg Frischmasse.

Der mittlere Biomethanertrag bei den untersuchten Proben lag bei 927 NL/kg oTR. Diese Werte sind höher als Literaturwerte, wo Altfritierfette und Flotatfette 680 NL/Kg oTR erreichen (Biogasausbeuten Datenbank, LfL). Bezogen auf die Frischmasse reduziert sich dieser Wert um mehr als die Hälfte auf 469 NL/kg. Werden Fettabscheiderinhalte auf Kläranlagen verwertet, so wird in den meisten Fällen auch die wässrige Phase, die Sinkschicht und das Spülwasser im Faulturm mitbehandelt. Somit fällt die Reduktion der Biogasausbeute bezogen auf die Frischmasse in der Praxis noch drastischer aus. Im Vergleich mit anderen Substraten, die dem Faulturm zugeführt werden, haben Fettabscheiderinhalte jedoch ein sehr hohes Energiepotential. Aufbereitete Speisereste, welche oft als Co-Substrat verwendet werden, liegen im Bereich von 523

NL/kg oTR und Überschussschlamm auf der biologischen Reinigungsstufe bei rund 200 NL/kg oTR (eigene Datenbank, nicht veröffentlicht).
Eine weitere Herausforderung ist der saisonale Anfall der Fettabscheiderinhalte. Zu Ende einer Saison werden die Fettabscheider in den meisten Hotels und Betrieben geleert und es kommt zu einem hohen Anfall an Fettabscheiderabfällen. Werden diese in hohen Mengen dem Faulturm zugegeben, kann es zu Hemmungen der anaeroben Vergärung kommen (Long et al. 2012). Des Weiteren entsteht eine sehr hohe Menge an Biogas, die über die entsprechenden Verwertungswege der Kläranlage energetisch umgewandelt werden muss. Um solche Engpässe zu vermeiden, bietet sich eine Aufsplittung der anfallenden Fettabscheiderinhalte in hochwertige Fette/Öle, Störstoffe (meist fettige Speisereste) und die wässrige Phase an. Dies ist mittels einer Zentrifuge möglich. Das so erhaltene Fett/Öl kann dann hochwertig zu Biodiesel oder Biopolymeren umgewandelt werden, die fetthaltigen Speisereste können im Faulturm der Kläranlage energetisch genutzt werden und die wässrige Phase kann über die Wasserlinie gereinigt werden. Technisch ist dies leicht umsetzbar, eine Prüfung der Wirtschaftlichkeit dieser Abfallbehandlungsstrategie wurde noch nicht durchgeführt.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Insgesamt 19 Fettabscheider in einer Tiroler Tourismusregion wurden beprobt und auf die Zusammensetzung der Fettschicht und den Energiegehalt in Form von Biomethan untersucht. Die Fettschicht der Fettabscheider zeigte sich sehr heterogen und wies teils einen hohen Anteil an Störstoffen wie Speiseresten und Plastik auf. Der mittlere Biomethanertrag der untersuchten Proben lag mit 927 NL/kg oTR sehr hoch. Eine energetische Verwertung der Fettabscheiderinhalte auf Kläranlage ist daher sehr vorteilhaft. Um Engpässe durch den saisonalen Anfall dieser Abfälle zu verhindern, sollten alternative Verwertungsstrategien geprüft werden.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt FAFODI wurde finanziert durch die Europäische Union, Europäischer Fonds für Regionale Entwicklung, Interreg Österreich-Bayern 2014-2020.

LITERATUR

Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft Agrarökonmie. Biogasausbeuten verschiedener Substrate. https://www.lfl.bayern.de/iba/energie/049711/; 10.07.2020: 07:00

Krupp, M., Schubert, J., Widmann, R. 2005. Feasibility study for co-digestion of sewage sludge with OFMSW on two wastewater treatment plants in Germany. Waste Management, 25(4), 393-399.

Long, J.H., Aziz, T.N., de los Reyes, F.L. and Ducoste, J.J. (2012) Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. Process Safety and Environmental Protection 90(3), 231-245.

Long, J.H., Aziz, T.N., Reyes, F.L.d.l. and Ducoste, J.J. (2012) Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. Process Safety and Environmental Protection 90(3), 231-245.

Ortner, M, Müller, W, Schneider, I, Bockreis, A. (2016). "Environmental assessment of three different utilization paths of waste cooking oil from house-holds." Resources, Conservation and Recycling 106: 59-67.

VDI 4630 (2016): Richtlinie „Vergärung organischer Stoffe; Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche“ (4630). Berlin, Beuth Verlag

Wallace, T., Gibbons, D., O'Dwyer, M. and Curran, T.P. (2017) International evolution of fat, oil and grease (FOG) waste management – A review. Journal of Environmental Management 187, 424-435.

Ökobilanzielle Betrachtung der Altlampenverwertung

T. Pitschke, H. Nordsieck & M. Seitz
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Rahmen einer für die Lightcycle Retourlogistik und Service GmbH durchgeführten Studie wurde für die Altlampen-Behandlung und die nachgelagerten Verwertungspfade eine Quecksilber-Bilanz erstellt. Im Rahmen einer Ökobilanz wurden außerdem die ökologischen Wirkungen der gesamten Recyclingkette ermittelt. Hauptziel der Altlampenbehandlung ist die Abscheidung des in den Lampen enthaltenen Quecksilbers und die Kreislaufführung der verwendeten Materialien. Das bestehende System des Altlampenrecyclings in Deutschland erreicht dabei eine sehr hohe Quecksilberabscheidung. Über 95 % des in den Altlampen enthaltenen Quecksilbers wird dem Stoffkreislauf durch Beseitigung entzogen und etwa 90 % der Lampenmaterialien können nach der Behandlung einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Durch diese stoffliche Verwertung erzielt die Behandlung von rund 8.000 t Altlampen aus der Rücknahme in Deutschland eine Klimaentlastung von ca. 7.000 t CO_2-Äq.

1 EINLEITUNG

Gasentladungslampen (insb. Leuchtstoffröhren und Kompaktleuchtstofflampen) setzen sich im Wesentlichen zusammen aus Glas, Kunststoffen, Metallen und Leuchtstoffen inklusive dem enthaltenen Quecksilber (Hg). Wesentliches Ziel der Behandlung der nach Gebrauch gesammelten Altlampen ist das Entfernen von Hg aus dem Stoffkreislauf. Dafür muss sichergestellt sein, dass durch die Produkte aus der Behandlung (Glas, Metalle, Kunststoffe, Leuchtstoffpulver) allenfalls noch ein minimaler Anteil des Hg verschleppt wird. Dies kann beispielsweise über Grenzwerte für die Fraktionen aus der Behandlung geregelt werden. So ist für Glasfraktionen, die der weiteren Verwertung zugehen sollen, ein Hg-Grenzwert von 5 mg/kg Altglas einzuhalten. Für die Verwertung der anderen Output-Fraktionen sind in Deutschland keine Hg-Grenzwerte festgelegt (in Österreich gilt ein Grenzwert von 10 mg/kg). Weitere Anforderungen zur Berücksichtigung von Hg im Rahmen der Behandlung werden in den CENELEC-Normen und dem LAGA Merkblatt 31b formuliert.
Im Rahmen der für die Lightcycle durchgeführten Untersuchung wurden für die in Deutschland eingesetzten Behandlungsverfahren und für die nachgelagerten Verwertungspfade

- Daten bei Behandlungsanlagen gesammelt, um so eine solide Primärdatenbasis zu erhalten und
- eine Ökobilanz inklusive einer Bilanz des Hg-Verbleibs über die gesamte Entsorgungskette erstellt.

2 STATUS-QUO ALTLAMPENBEHANDLUNG IN DEUTSCHLAND

Die Behandlung sowohl von stabförmigen Leuchtstoffröhren als auch sonstigen Bauformen (z.B. Energiesparlampen, Kompaktleuchtstofflampen, HID-Lampen) erfolgt in den Grundschritten Zerlegen, Aufreinigen und ggfs. Nachbehandlung der Output-Fraktionen. In der Praxis gibt es eine Vielzahl prozesstechnischer Varianten bzw. Verfahrenskombinationen, die einer spezifischen Zusammensetzung der behandelten Lampentypen oder den erzeugten Output-Fraktionen Rechnung tragen. Die Fraktionen werden nach der Behandlung dann teils sortiert und materialspezifisch den finalen Verwertungs- oder Beseitigungsverfahren zugeführt. Die dort erzeugten stofflichen oder energetischen Sekundärprodukte sparen Emissionen und Ressourcen ein, die ohne Recycling mit der Herstellung entsprechender Primärmaterialien verbunden wären. Die Entsorgungskette ist in Abb. 1 veranschaulicht.

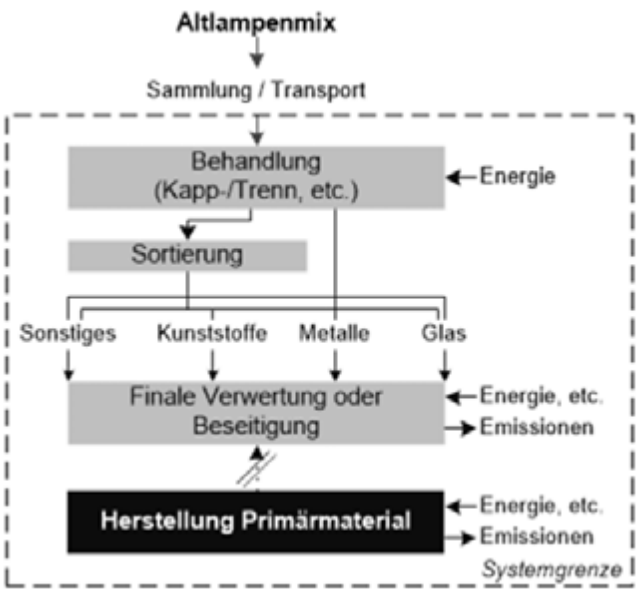


Abb. 1: Behandlungs- und Entsorgungskette für die gesammelten Altlampen.

Abb. 2 zeigt die Outputfraktionen aus der Behandlung als Mengenströme und die Art der weiteren Entsorgung als Abfall zur Verwertung oder Beseitigung. Zur Übersicht wurden die für jede Behandlungsanlage spezifischen Output-Fraktionen zu typischen Fraktionen aus der Behandlung zusammengefasst. Die Darstellung ergibt sich aus der Hochrechnung der prozentualen Anteile der Fraktionen aus der Behandlung am Gesamtoutput auf die im Jahr 2017 in Deutschland gesammelte und behandelte Altlampen-Gesamtmenge von 7.952 t.

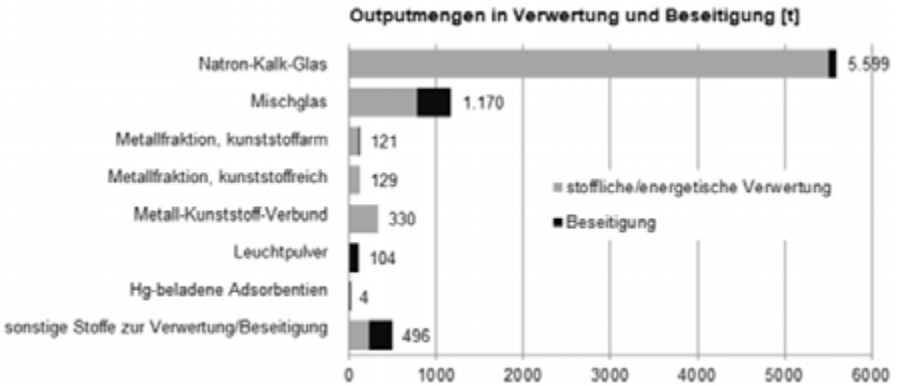


Abb. 2: Mengenströme und Verbleib der Fraktionen aus der Altlampen-Behandlung (Bezug: 7.952 t 2017 in Deutschland gesammelt).

Der Anteil von Natron-Kalk-Glas beträgt ca. 70 % am Gesamtoutput, wobei nahezu 100 % der stofflichen Verwertung zugehen. Gemischte Glasfraktionen haben einen Anteil von weiteren 15 %, metallhaltige Fraktionen einen Anteil von ca. 7 % am Gesamtoutput. Etwa ein Drittel des Mischglases wird beseitigt. Die metallhaltigen Output-Fraktionen werden zu 98 % Verwertungsverfahren zugeführt. Der Anteil zur Verwertung beträgt damit über alle Fraktionen der Behandlung ca. 90 %.
In Abb. 3 sind die absoluten Hg-Mengen, die in den Fraktionen aus der Behandlung enthalten sind, dargestellt. Die Hg-Mengen ergeben sich aus der Verrechnung der spezifischen Hg-Gehalte der Outputfraktionen mit den zugehörigen Mengenströmen.



Abb. 3: Hg-Frachten in den Fraktionen aus der Altlampen-Behandlung (Bezug: 7.952 t 2017 in Deutschland gesammelt).

Aufsummiert über alle Fraktionen aus der Behandlung betrug im Jahr 2017 die Hg-Gesamtmenge in der Lampenbehandlung etwa 430 kg. 90 % des Hg finden sich im abgeschiedenen Leuchtpulver und in den Adsorbentien der Abgasreinigung. Ca. 2,8 % des Hg sind im Natron-Kalk-Glas enthalten, ca. 3,2 % in den metallhaltigen Fraktionen. Das Mischglas, von dem ein Großteil beseitigt wird, enthält weitere 3 % des Hg, und 1,2 % des Hg sind in sonstigen Stoffen zur Beseitigung enthalten. In Summe enthalten die Fraktionen aus der Behandlung, die einer Verwertung zugehen, ca. 26,6 kg Hg.

Die Fraktionen aus der Behandlung gehen entweder direkt dem jeweiligen finalen Verwertungs- oder Beseitigungsschritt zu oder sie müssen vorab, beispielsweise im Fall der Metall-Kunststoffgemische, im Rahmen weiterer Sortierschritte aufgetrennt werden. Für stofflich verwertete Fraktionen, die der Glas-, Eisen- und Al-Verwertung zugehen, kann in der Regel nicht von einer weiteren Hg-Abscheidung in diesem finalen Schritt der Recyclingkette ausgegangen werden.

3 ÖKOBILANZ STATUS-QUO ALTLAMPENBEHANDLUNG IN DEUTSCHLAND

Im Rahmen der Ökobilanz wurde auf Basis der spezifischen Informationen von den Behandlungsanlagen (Vordergrund-System) und von Sekundärdaten aus Ökobilanzdatenbanken zu den nachgelagerten Entsorgungsprozessen ein Sachbilanzinventar erstellt. Für die Bewertung der Umweltwirkung abfallwirtschaftlicher Systeme ist das Treibhauspotenzial der gebräuchlichste und am meisten diskutierte Indikator. Hg wurde zusätzlich aufgrund seiner spezifischen Relevanz in der Diskussion des System Altlampenbehandlung-/entsorgung analysiert.

3.1 Treibhauspotenzial

Abb. 4 zeigt den Beitrag der Altlampenbehandlung- und -entsorgung zur Klimaschonung in t CO_2-Äquivalenten. Die Darstellung differenziert dabei nach den Beiträgen aus den Entsorgungswegen. In den dargestellten Beiträgen jedes Entsorgungsweges sind die Aufwendungen (z.B. Energiebedarf für das Recycling) und die Gutschriften für die erzeugten Sekundärrohstoffe bzw. Energien verrechnet. Ebenfalls dargestellt ist das Treibhauspotenzial, das mit dem Verbrauch von Energie bei der vorausgehenden Behandlung der Altlampen verbunden ist.

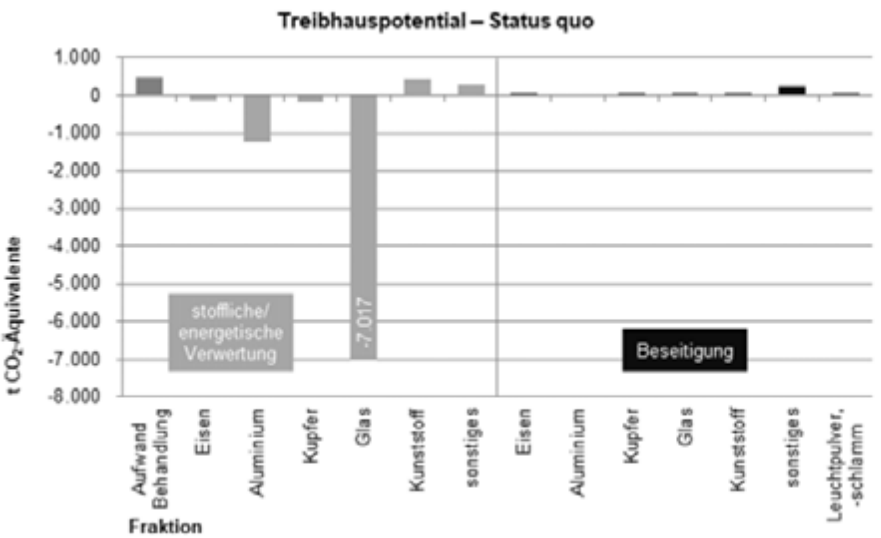


Abb. 4: Treibhauspotenzial Altlampenbehandlung-/entsorgung in Deutschland (Bezug: 7.952 t 2017 in Deutschland gesammelt). Negative Zahlenwerte stehen für eine Klimaentlastung, positive Zahlenwerte stehen für eine Klimabelastung.

Die stoffliche Verwertung von Metallen und Glas ist durch die Substitution von Primärmaterialien mit Klimaentlastungen verbunden. Die energetische Verwertung von Kunststoffen und alle Beseitigungspfade sind dagegen mit Klimabelastungen ver-

bunden. In Summe aller Einzelbeträge ergibt sich für das System Altlampenbehandlung-/entsorgung eine Klimaentlastung von jährlich ca. 7.100 t CO_2-Äq. Verantwortlich für dieses positive Ergebnis ist ganz wesentlich die Klimagutschrift aus dem Recycling der Glasfraktionen.

3.2 Hg-Bilanz entlang der Entsorgungskette

Die Hg-Analyse erfolgt rein massebezogen. Für eine weitergehende Wirkungsabschätzung, die dem Hg toxikologische Wirkungen zuweist, existiert keine fundierte bzw. allgemein anerkannte Methodik bzw. praktikable Umsetzung. Die wesentlichen Beiträge zur Bilanz (siehe Abb. 5) sind

- die luftseitigen Hg-Emissionen aus den Behandlungs- und Entsorgungsprozessen (positive Zahlenwerte) ermittelt aus den Hg-Frachten der Fraktionen aus der Altlampenbehandlung und falls in der Breite vorhanden, den Abscheidegraden in den Entsorgungsprozessen und
- die abgeschiedenen, d.h. dem Stoffkreislauf über thermische Beseitigung bzw. Untertagedeponierung entzogenen Hg-Mengen (negative Zahlenwerte).

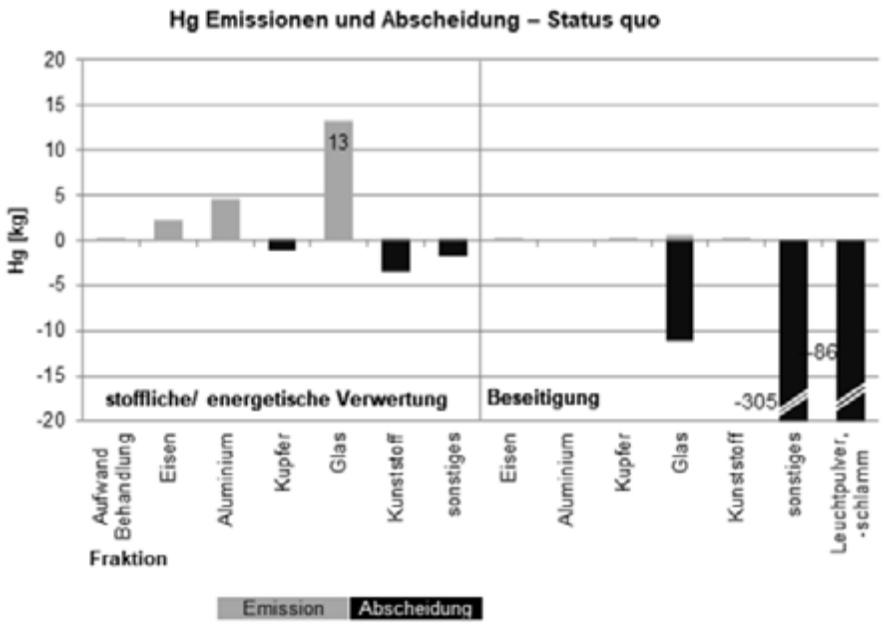


Abb. 5: Hg-Bilanz der Altlampenbehandlung (Bezug: 7.952 t 2017 in Deutschland gesammelt). Positive Zahlenwerte: luftseitige Hg-Emissionen. Negative Zahlenwerte: Hg-Abscheidung bzw. Einsparung an Emission aus Primärmaterial

In Summe werden ca. 409 kg Hg abgeschieden und in Untertagedeponien (inkl. Filtermedien der thermischen Behandlung) dem Stoffkreislauf entzogen. Dies entspricht etwa 95 % der gesamten Hg-Fracht aus den Altlampen.
Im Rahmen der finalen Entsorgung der Fraktionen aus der Behandlung entstehen luftseitige Hg-Emissionen von insgesamt ca. 20,8 kg. Der Hauptteil dieser Emissionen entsteht beim Glasrecycling. Das Recycling von Eisen und Aluminium liefert weitere relevante Beiträge. Für all diese Verwertungsprozesse muss angenomme-

nen werden, dass in der Regel keine Sekundär-Maßnahmen zur Abscheidung von Hg vorgesehen sind.
Hg-Gutschriften aus der Substitution von Primärmaterialien und Energien sind im Vergleich zu den abgeleiteten Hg-Emissionen aus den Verwertungsprozessen von sehr geringer Relevanz.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Durch die enge Zusammenarbeit mit den Behandlungsanlagen stand für die Untersuchung eine sehr gute und spezifische Datenbasis zur Beschreibung der Fraktionen aus der Behandlung zur Verfügung, die im Rahmen der Ökobilanz mit Sekundärdaten zur Beschreibung der finalen Entsorgung verknüpft wurden.
Der Anteil von Natron-Kalk-Glas beträgt ca. 70 % am Gesamtoutput der Altlampenbehandlung, wobei nahezu 100 % einer stofflichen Verwertung zugehen. Gemischte Glasfraktionen haben einen Anteil von weiteren 15 %, metallhaltige Fraktionen einen Anteil von ca. 7 % am Gesamtoutput. Aktuell werden insgesamt ca. 90 % der Fraktionen aus der Behandlung einer Verwertung zugeführt.
Die abgeleitete Hg-Gesamtmenge, die in den Fraktionen aus der Behandlung heute enthalten ist, beträgt ca. 430 kg/a. Davon werden ca. 409 kg Hg bzw. 95 % abgeschieden und in Untertagedeponien dem Stoffkreislauf entzogen, während ca. 5 % der Hg-Menge in die Luft emittiert werden.
Künftig wird sich die Hg-Menge in den gesammelten Altlampen ganz erheblich reduzieren. Bis zum Jahr 2025 ist aufgrund zu erwartender geringerer Quecksilbergehalte in den Lampen und des starken Rückgangs der in Verkehr gebrachten quecksilberhaltigen Lampen mit einer Verringerung der Hg-Gesamtmenge in den gesammelten Altlampen auf maximal 150 kg/a zu rechnen.

In Deutschland werden auf politischer Ebene Hg-Grenzwerte für die Nicht-Glas-Fraktionen aus der Behandlung analog zur engen Grenzwertsetzung in Österreich diskutiert. Dazu sei angemerkt, dass der Unterschied für Hg-Emissionen in die Luft zwischen einem Szenario mit sehr enger Grenzwertsetzung und einem Szenario mit Grenzwertsetzung auf dem Niveau des bei vielen Behandlern oftmals bereits umgesetzten CENELEC-Standards gering ist. Der durch engere Grenzwertsetzung erreichbare Unterschied würde rund 4,5 kg Hg im Jahr, also rund 1 % der in den Altlampen enthaltenen Quecksilbermenge betragen. Diese Menge wird wegen sinkender Mengen der zu behandelnden Lampen und wegen des abnehmenden Quecksilbergehalts im zu behandelnden Lampengemisch in den nächsten Jahren weiter abnehmen. Wenn die Randbedingungen gleich bleiben, ist für das Jahr 2025 bei dem zu erwartenden Absinken des Hg-Inputs auf weniger als 150 kg/a als konservative Schätzung von einer dann verbleibenden Differenz zwischen den Szenarien von rund 1,5 kg Hg im Jahr auszugehen.
Das Einhalten des CENELEC-Standards führt dazu, dass die am höchsten Hg-belasteten Fraktionen aus dem Wertstoffkreislauf der stofflichen Verwertung entfernt werden. Dies entspricht der Grundidee der Kreislaufwirtschaft, die versucht, eine hohe Schadstoffentfrachtung mit einem hohen Anteil stofflicher Verwertung zu vereinen.

Charakterisierung von Partikeln gemischten Gewerbeabfalls über Partikeldeskriptoren zur sensorischen Messung der Korngröße

L. Kandlbauer & R. Sarc
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

K. Khodier
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Echtzeitsteuerung von Korngrößenverteilungen von grob zerkleinerten festen gemischten Abfällen bietet großes Potenzial zur Optimierung von Outputströmen mechanischer Abfallaufbereitungsanlagen. Hierbei ist neben geeigneter Aktorik – welche es beispielsweise ermöglicht den Schnittspalt eines Zerkleinerungsaggregates zu verstellen – auch eine Echtzeitmesstechnik für die Korngrößenverteilung notwendig. Der vorliegende Beitrag zeigt Möglichkeiten, vereinzelte Partikel basierend auf Partikeldeskriptoren, welche aus einem zweidimensionalen Bild berechnet wurden, über Regressionsmodelle in ihre tatsächliche Kornklasse einzustufen und deren Ergebnisse. Dabei wurden 2D-Bilder einzelner Abfallpartikel von zerkleinerten gemischten Gewerbeabfällen aus den Materialfraktionen Holz und Kunststoff untersucht, welche durch Siebung in einem Trommelsieb über die Siebschnitte (in mm) 80, 60 und 40 charakterisiert wurden. Die einzelnen Objekte wurden über eine RGB-Kamera fotografiert wobei die entstandenen Fotos als Grundlage zur Berechnung von intensiven (z. B. Rundheit, elliptische Fourier Deskriptoren), als auch extensiven Deskriptoren (z. B. Fläche, Durchmesser, Umfang) herangezogen wurden. Für die Interpretation der Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede zwischen den einzelnen Deskriptoren wurden sowohl uni-, als auch multivariate Regressionsmodelle eingesetzt. Letztendlich wurde ein Modell gewählt, welches über die Anwendung der multivariaten Regressionsmethode Partial Least Squares Regression in der Mehrheit der betrachteten Kornklassen eine korrekte Zuordnung von über 70% erreichen konnte. Somit wurde das Potenzial der Methode nachgewiesen, obwohl weitere Untersuchungen erforderlich sind, um ein Genauigkeitsniveau zu erreichen, welches weiterführend für die Prozesssteuerung geeignet ist. Zusätzlich muss die Information des Partikelgewichtes mit den Modellen kombiniert werden, um die Auswirkungen der Zuordnung in einer Korngrößenverteilung zu beurteilen.

1 EINLEITUNG

Ein Vorzerkleinerer ist normalerweise die erste Maschine in mechanischen Aufbereitungsanlagen für gemischte Siedlungs- und Gewerbeabfälle. Zusammen mit den Eigenschaften und der Zusammensetzung des Inputmaterials definiert dieser die Korngrößen der Materialien und beeinflusst daher die Effizienz nachfolgender Aggregate wie z. B. Siebe, Magnetabscheider oder sensorgestützte Sortierer.
Um die Korngrößen in Echtzeit vorteilhaft zu beeinflussen – z. B. um sie unabhängig von der Materialvariabilität so konstant wie möglich zu halten – sind zwei Dinge erforderlich: steuerbare Aktoren wie die Spaltbreite eines Zerkleinerers oder die Drehzahl der Welle, sowie die Möglichkeit der Echtzeitmessung der Korngrößenverteilung. Die

im vorliegenden Beitrag durchgeführten Untersuchungen zielen auf die messtechnische Komponente ab, indem Parameter für die Formbeschreibung unregelmäßig geformter Objekte gefunden und ein Ansatz für eine Echtzeit-Korngrößenmessung entwickelt werden. Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten, wie zum Beispiel das Erfassen von Einzelobjekten aus einer Schüttung bzw. auf einem Förderband, das Ermitteln von 3D-, sowie 2D-Abmessungen von einzelnen Partikeln. Im vorliegenden Beitrag wird letzteres durch die Vorhersage der Kornklasse anhand Abmessungen aus 2D-Bildern von einzelnen Partikeln fokussiert. Für jegliche Bildbearbeitung, Berechnung der Deskriptoren, sowie die Durchführung der Regressionen wurde MATLAB® 2019 als Arbeitsumgebung herangezogen.

2 METHODIK

2.1 Deskriptoren zur Formbeschreibung

Um Korngröße und -form für die Vorhersage der Kornklasse verfügbar zu machen, müssen verschiedene Deskriptoren gefunden werden, die auf Partikel jeglicher Formen angewendet werden können. Die Literatur zeigt diesbezüglich eine Vielzahl von Parametern wie beispielsweise äquivalente Durchmesser, Haupt- und Nebenachsenlängen, Kantenlängen, projizierte Fläche und Umfang sowie partikelumschreibende Formen (im weiteren als Bounding Shapes bezeichnet) (Dunnu et al. 2006; Olson 2011; Podczeck 1997).
Da grob zerkleinerte gemischte Abfälle eine hohe Unregelmäßigkeit in Form und Größe aufweisen, wurde ein breites Spektrum an Deskriptoren (im weiteren als partikelbeschreibende Faktoren bezeichnet) untersucht, welches folgende umfasst:

- Projizierte Fläche: Summe der Pixel der projizierten Fläche des Partikels.
- Projizierter Umfang des partikelumschreibenden Polygons: Aufgrund der Auflösung der Bilder konnten für alle Partikel an den Rändern starke Unebenheiten (durch z. B. Risse, Flusen) beobachtet werden, die die Länge des Umfangs durch die gewählte Berechnungsmethode in MATLAB® erheblich beeinflussen. Aus diesem Grund wurde stattdessen der Umfang des partikelumschreibenden Polygons (mit Schrumpfungsfaktor = 0,5) bestimmt.
- Durchmesser des flächengleichen Kreises: Durchmesser des Kreises, der dieselbe Fläche wie die projizierte Fläche des Partikels hat.
- Bounding Shapes: Folgende Formen wurden berechnet und über den Flächeninhalt, den Radius bzw. die Kantenlänge definiert. Kleinstes partikelumschreibendes Rechteck (Bounding Box), kleinstes partikelumschreibendes Dreieck (Bounding Triangle), kleinster partikelumschreibender Kreis (Umkreis) sowie Inkreis des partikelumschreibenden Polygons.
- Feret-Durchmesser beschreiben die Abstände zwischen zwei parallelen Tangenten, die das Partikel vollständig einschließen (Messprinzip einer Schiebelehre) (Dunnu et al. 2006; Olson 2011; Podczeck 1997). Um die Größe eines Partikels in verschiedenen Richtungen zu beschreiben, wurden verschiedene Feret-Durchmesser berechnet, einschließlich des maximalen und minimalen Feret-Durchmessers und der jeweiligen orthogonalen Abmessungen.
- Formfaktoren: Um die Form der Partikel zusätzlich zu beschreiben, wurden verschiedene dimensionslose Formfaktoren untersucht. Hierbei wurden die Verhältnisse zwischen der tatsächlichen Partikelfläche und jeder Bounding Shape berücksichtigt. Zusätzlich wurde die Rundheit berechnet, welche den Unterschied des Partikels zu einem Kreis erklärt. Dieser Faktor wurde durch Gleichung (1) gemäß Hentschel und Page (2003) definiert, wobei die Rundheit für einen Kreis mit 1 festgelegt worden ist und A_{Part} die projizierte Fläche des Partikels und U_{Part} den Umfang des umschreibenden Polygons beschreibt.

$$\text{Rundheit} = \frac{4*\pi*A_{Part}}{U_{Part}^2} \quad (1)$$

- Elliptische Fourier Koeffizienten: Eine zusätzliche Option zur Beschreibung von Partikelformen ist die Verwendung von Elliptischen Fourier-Koeffizienten (EFK) (Kuhl und Giardina 1982). Diese beschreiben eine Methode, bei der die Elliptische Fourier-Transformation verwendet wird, um die Form durch überlappende Ellipsen zu approximieren, die durch eine Reihe von Deskriptoren definiert werden – vier für jede harmonische Schwingung. Diese Methode wird seit mehreren Jahrzehnten erfolgreich eingesetzt, um geschlossene Umrisse mathematisch zu beschreiben. Als Ausgangspunkt wird der Umriss durch seinen Chaincode beschrieben, wobei jedes Pixel des Partikelumrisses separat codiert wird, indem ihm eine Nummer zugewiesen wird, die Informationen über seine relative Position zu den benachbarten Pixeln des Umrisses gibt. Ein Beispiel ist in Abb. 1 dargestellt, wobei die Art der Codierung an einem beispielhaften Partikel dargestellt ist. Der zugehörige Chaincode für dieses Beispiel lautet: 0 1 1 0 0 7 6 7 6 6 5 4 4 3 4 3 3 2. Basierend auf dem Chaincode einer geschlossenen Kontur kann der Umriss mithilfe der Fourierreihenentwicklung unter Verwendung von Ellipsen beschrieben werden. Ausgehend von einer harmonischen Schwingung (n = 1) wird die Partikelform durch eine Ellipse (siehe Abb. 2) beschrieben, die durch vier Elliptische Fourier-Koeffizienten a, b, c und d definiert ist. Wenn die Anzahl der harmonischen Schwingungen erhöht wird, führt die Überlappung der Ellipsen zu einer detaillierteren Beschreibung der Form. Als Beispiel zeigt Abb. 2 die Umrisse, die durch die Fourier-Transformation mit unterschiedlicher Anzahl von harmonischen Schwingungen (n) angenähert werden. In dieser Arbeit wurden die EFK bis zur fünften Schwingung in den Berechnungen berücksichtigt, da die Änderungen der angenäherten Form bei höheren Schwingungen so minimal sind, dass von den Autoren kein weiterer Nutzen für die Beschreibung des Siebverhaltens der Partikel erwartet wird. Die EFK können normalisiert bzw. nicht normalisiert angegeben werden, wobei erstere auf die Form unabhängig von Orientierung und Größe schließen lässt, während letztere diese berücksichtigen.

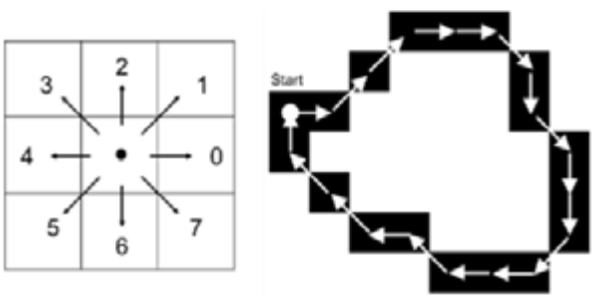


Abb. 1: Codierung der unterschiedlichen Richtungen bei der Erstellung eines Chaincodes mit den Ziffern von 0 bis 7 und Darstellung an einem Beispiel.

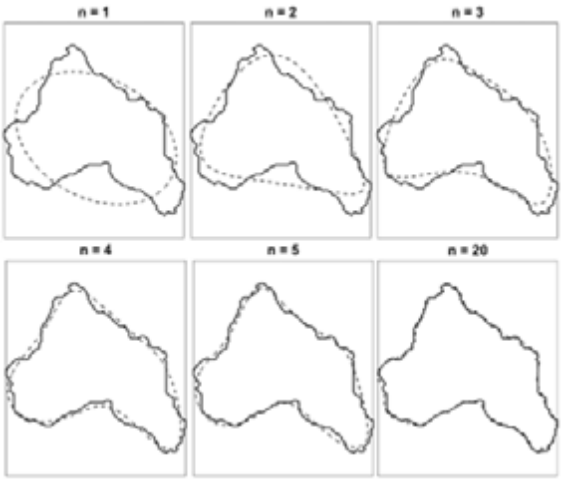


Abb. 2: Annäherung der Partikelform durch Elliptische Fourier-Transformation mit unterschiedlicher Anzahl an harmonischen Schwingungen n (durchgehende Linie: Partikelumriss, strichlierte Linie: Annäherung durch EFK).

2.2 Datengewinnung

Die im weiteren präsentierten Ergebnisse basieren auf RGB-Fotos von vollständigen, vereinzelten Objekten, welche in Binärbilder umgewandelt wurden, um Hintergrund und Partikel eindeutig identifizieren zu können. Die verwendeten Partikel stammen aus Proben von grob zerkleinertem gemischtem Gewerbeabfall, welche über ein Trommelsieb durch die Siebschnitte (in mm) 40, 60 und 80 charakterisiert wurden. Im Weiteren wurden die Proben händisch sortiert, wobei die Materialfraktionen Metall, Kunststoff (3D) und Holz (HO) für diese Untersuchungen separat und vereinzelt auf einen sensorgestützten Sortierer aufgegeben wurden. Dieser konnte Objekte mit einem detektierbaren NIR-Signal bzw. Objekte aus leitendem Metall auf dem Beschleunigungsband über einen visuellen Sensor fotografieren und das entstandene Bild abspeichern. Beispielhafte RGB-Bilder, die auf diese Weise aufgenommen wurden, sind in Abb. 3 dargestellt.

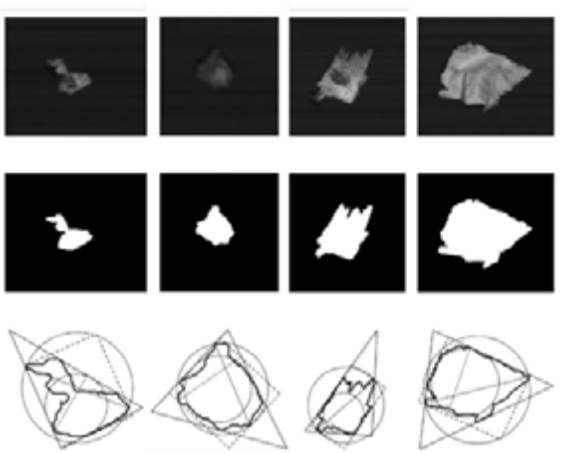


Abb. 3: Beispiele von originalen RGB-Aufnahmen, deren Binärbilder sowie berechnete Bounding Shapes und Feret Durchmesser.

2.3 Bildbearbeitung

Die Bilddateien wurden mit einem in MATLAB® programmierten Code ausgewertet. Der Code besteht aus zwei Teilen, wobei der erste Teil die Ermittlung partikelbeschreibender Faktoren behandelt, die im zweiten Teil des Programms mit statistischen Methoden weiterverarbeitet werden. Der Skalierungsfaktor für die Umrechnung der Abmessungen in Pixel in Millimeter wurde durch ein Objekt mit bekannten Abmessungen bestimmt und auf alle Bilder angewendet. Einige sehr große Objekte wurden nicht vollständig auf einem einzigen Bild erfasst. Um sicherzustellen, dass in der Auswertung nur korrekt angezeigte Bilder berücksichtigt werden, wurde eine Überprüfung durchgeführt, bei der falsch dargestellte Bilder manuell entfernt wurden.
Die partikelbeschreibenden Faktoren wurden basierend auf dem Binärbild berechnet. Dieses wurde über einige Zwischenschritte aus dem RGB-Bild erhalten (Farbumkehr, Anpassen von Helligkeit und Kontrast, Konvertieren in Graustufen). Beispiele für die gewonnen Binärbilder und die entsprechenden Bounding Shapes inkl. Feret Durchmesser (maximal und minimal) sind in Abb. 3 dargestellt.

2.4 Regressionsmodell

Aufgrund der hohen Unregelmäßigkeit der Formen der Einzelpartikel und der Tatsache, dass große Datensätze mit mehreren (korrelierenden) Prädiktorvariablen vorhanden waren, wurde letztendlich eine Partial Least Squares (PLS)-Regression verwendet. Ziel war es, die Korngröße anhand der partikelbeschreibenden Faktoren vorherzusagen und der zugehörigen Kornklasse zuzuordnen. Für die Regression wurden die folgenden partikelbeschreibenden Faktoren verwendet: projizierte Partikelfläche, Umfang des Polygons der projizierten Fläche, Fläche der Bounding Box und des Bounding Dreiecks, Formfaktoren für Bounding Box, Bounding Dreieck, Umkreis, Inkreis des Polygons, Rundheit, minimaler und maximaler Feret-Durchmesser.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Insgesamt wurden mehr als 4.500 gültige Bilder mit zugewiesener Kornklasse (in mm: 40-60, 60-80 oder > 80) für die Materialfraktionen Holz (HO), Kunststoff (3D) und Metalle gewonnen. Letztere, die weniger als 1% aller gesammelten Bilder aufwiesen, wurden aufgrund von Problemen mit der Bildqualität nicht weiterverarbeitet. Die Fraktionen Holz und Kunststoff wurden hinsichtlich Ähnlichkeiten und Unterschieden in partikelbeschreibenden Faktoren untersucht.
Zunächst wurden Korrelationen zwischen unterschiedlichen Deskriptoren untersucht, wobei beispielhaft der Zusammenhang zwischen den nicht-normalisierten Fourier Koeffizienten „a“ und „d“ der ersten harmonischen Schwingung und den halben Feret-Durchmessern (maximal und minimal) (in der Abbildung mit Feret-Radius bezeichnet) in Abb. 4 dargestellt ist. Hier werden die Korrelationen zwischen dem minimalen Feret-Radius und EFK "d" (A) sowie zwischen dem maximalen Feret-Radius und EFK "a" (B) für Holzpartikel dargestellt. Zusätzlich können ähnliche Korrelationen zwischen der Breite der Bounding Box, dem Durchmesser des Inkreises sowie dem minimalen Feret-Durchmesser und ebenso zwischen dem Durchmesser des Umkreises und der Länge der Bounding Box sowie dem maximalen Feret-Durchmesser festgestellt werden.

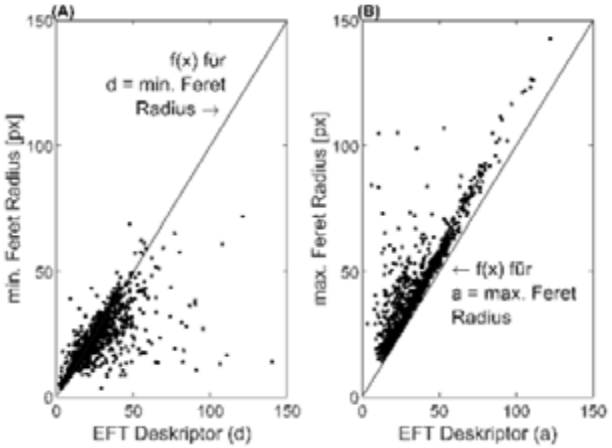


Abb. 4: Darstellung der Korrelation zwischen (A) dem minimalen Feret Radius und dem nicht normalisierten EFK d der ersten Schwingung (n=1) und (B) dem maximalen Feret Radius und dem nicht normalisiertem EFK a der ersten Schwingung (n=1).

Anschließend wurden die Werte der verschiedenen berechneten Deskriptoren für die verschiedenen Kornklassen verglichen, um die Eignung der Deskriptoren zur Vorhersage von Kornklassen zu bewerten. Abb. 5 zeigt, dass der Median verschiedener Variablen (minimaler Feret-Durchmesser, Partikelfläche) (y-Achse) für jede Kornklasse (x-Achse) einen Trend zur zugewiesenen Kornklasse zeigt. Die Ergebnisse zeigen auch, dass die Materialfraktion Kunststoff eine breitere Streuung als die Partikel der Holzfraktion aufweist, was auf die gleichmäßigere Form (flach und rechteckig) der untersuchten Holzpartikel zurückzuführen sein kann. Die Schwankung bzw. Überlappung der Werte erlaubten jedoch keine eindeutige Klassifizierung anhand eines Deskriptors, weshalb im Regressionsmodell insgesamt elf Deskriptoren berücksichtigt worden sind. Im vorliegenden Fall wurde das Regressionsmodell für jedes Material separat erstellt, während nur die ersten vier PLS-Komponenten berücksichtigt wurden, da diese bereits den größten Teil der beschreibbaren Abweichung von den Daten abbilden können.

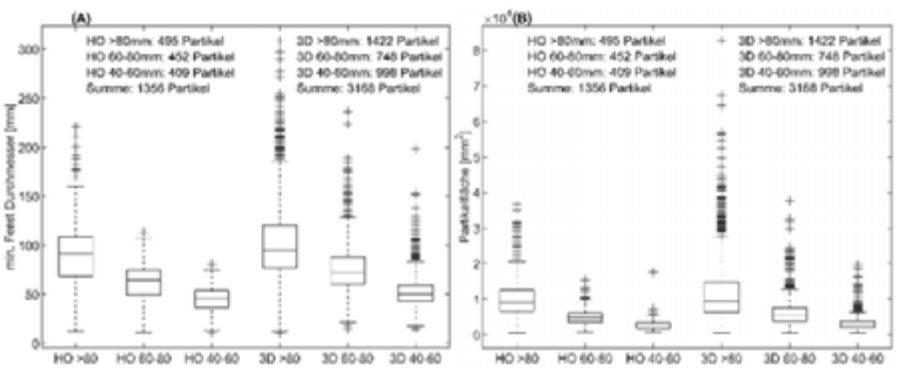


Abb. 5: Darstellung der Zusammenhänge zwischen der tatsächlichen Siebkornklasse (in mm) und den berechneten Deskriptoren (A) minimaler Feret Durchmesser und (B) Partikelfläche für die Materialfraktionen Holz (HO) und Kunststoff (3D).

Um die Ergebnisse der Modelle aussagekräftig interpretieren zu können, wurde der vorhandene Datensatz pro Material in zwei separate Gruppen aufgeteilt, von denen eine zufällig ausgewählte 80% der Daten aus jeder Kornklasse enthielt und als Kalibrierdatensatz verwendet wurde. Die verbleibenden Daten wurden zum Testen des entwickelten Modells verwendet und daher als Testdaten bezeichnet. Die Qualität der Regressionsmodelle wurde durch Zählen der Partikel bewertet, welche über die Regression den richtigen und falschen Kornklassen zugeordnet wurden. Die Ergebnisse sind als Mittelwert aus 15 Einzeltests dargestellt, welche jeweils aus 100 zufällig ausgewählten Partikeln für jede Kornklasse aus den Testdatensätzen virtuell zusammengestellt wurden (insgesamt 300 Partikel pro Probe). Über alle Kornklassen kann über das Regressionsmodell eine Genauigkeit von 68,0% für Holz und 64,7% für Kunststoffe erreicht werden. Tab. 1 zeigt die mittleren Ergebnisse über die fünfzehn Testproben, wobei Informationen über korrekt und falsch klassifizierte Partikel für jede Kornklasse einzeln angegeben werden.

Tab. 1: Detaillierte mittlere Ergebnisse der angewandten Regressionsmodelle von 15 zufällig gewählten Datensätzen, bestehend aus jeweils 300 Partikeln (100 in jeder Kornklasse) für die Materialien Holz und Kunststoff (Werte in %).

	klassifiziert als 40-60mm	klassifiziert als 60-80mm	klassifiziert als > 80mm
Materialfraktion: Holz			
tatsächliche Kornklasse 40-60mm	**78**	21	1,0
tatsächliche Kornklasse 60-80mm	23	**50**	27
tatsächliche Kornklasse > 80mm	8,0	16	**76**
Materialfraktion: Kunststoff			
tatsächliche Kornklasse 40-60mm	**77**	18	5,0
tatsächliche Kornklasse 60-80mm	23	**45**	32
tatsächliche Kornklasse > 80mm	9,0	19	**72**

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Diese Arbeit zeigt eine Zusammenfassung unterschiedlichster Deskriptoren für die Charakterisierung von Partikelgröße und -form und deren Korrelation untereinander, sodass darauf schließen lässt, dass einige Informationen bei der Berechnung redundant sind. Daher ist für die Vorhersage der Kornklasse basierend auf den einzelnen Deskriptoren die Anwendung von Methoden zur Merkmalsreduktion wie PLS offensichtlich.

Für einige Deskriptoren, wie beispielsweise den minimalen Feret-Durchmesser, wird gezeigt, dass univariate Regressionsmodelle aufgrund der Streuung und damit Überlappung der Deskriptorwerte für die verschiedenen Kornklassen kaum in der Lage sind, die Siebkorngröße vorherzusagen. Bei der Verwendung eines PLS-Modells unter Berücksichtigung mehrerer Deskriptoren wird jedoch für Holz eine Genauigkeit von insgesamt 68,0% erreicht. Diese Ergebnisse zeigen das Potential der Methode, während in Zukunft noch Herausforderungen zu bewältigen sind. Einerseits ist für einige Materialien (in diesem Fall Metalle) die Bildqualität nicht ausreichend. Dies konnte in diesem Fall hauptsächlich auf den fehlenden Kontrast der Bilder zurückgeführt werden, sodass die Objekte nicht eindeutig vom Hintergrund zu unterscheiden waren. Sehr große Objekte bzw. eindimensionale Partikel wurden oft nicht vollständig am Foto abgebildet, sondern in mehreren einzelnen Aufnahmen dargestellt, was die Bilder für die Regression unbrauchbar machte.

Für die Aufnahme von Bildern durch den RGB-Sensor der sensorgestützten Sortiermaschine war aufgrund der technischen Ausführung ein detektierbares NIR-Signal entscheidend. Dies führte hauptsächlich dazu, dass dunkle (insbesondere schwarze und graue) Objekte in der Auswertung nicht berücksichtigt werden konnten.

Um die Methodik in einer realen Abfallbehandlungsanlage erfolgreich einzusetzen und zur Prozesssteuerung zu verwenden, müssen zum einen geeignete Bildgebungsverfahren, und zusätzlich Modelle mit ausreichender Genauigkeit entwickelt werden, um die Qualität des Klassifizierungsmodells zu verbessern. Hierbei könnten beispielsweise Datensätze mit engeren Kornklassen, Modelle mit höherer Ordnung bzw. zusätzlichen Deskriptoren herangezogen werden. Darüber hinaus sollte die Klassifizierung durch Algorithmen für maschinelles Lernen sowie die 3D-Bildgebung untersucht werden.
Damit die Modelle tatsächlich Auskunft über eine vorliegende Korngrößenverteilung geben, muss der teilweise kompensierende Effekt zwischen falsch klassifizierten Partikeln berücksichtigt werden, der zu einer korrekteren Darstellung der Materialverteilung in den jeweiligen Kornführen kann, weshalb es notwendig ist, die Daten mit Partikel- bzw. Flächengewichten zu verknüpfen.
Letztendlich erfordert die gewählte Methode immer noch die Vereinzelung des Materialstroms, was nicht an jeder notwendigen Stelle in einer Anlage möglich sein wird. Es könnte jedoch eine erste automatisierte Methode zur Messung der Korngrößenverteilung für gemischte feste Abfälle darstellen, die für die Materialanalyse sowie zur Erstellung der riesigen Datensätze verwendet werden kann, die höchstwahrscheinlich für die sensorische Messung der Korngrößenverteilung aus einer Schüttung erforderlich ist.
Zusätzliche Fragestellungen zu dieser Thematik wurden bereits im Rahmen eines peer-reviewten Beitrages mit dem Titel „Sensor-based particle size determination of shredded mixed commercial waste based on two-dimensional images“ (Kandlbauer et al. 2020) untersucht und aufbereitet und in eine Fachzeitschrift eingereicht.

5 FÖRDERUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 – ReWaste4.0 – (860884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMDW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

Dunnu, Gregory; Hilber, Thomas; Schnell, Uwe (2006): Advanced Size Measurements and Aerodynamic Classification of Solid Recovered Fuel Particles. In: *Energy Fuels* 20 (4), S. 1685–1690. DOI: 10.1021/ef0600457.

Hentschel, Mark L.; Page, Neil W. (2003): Selection of Descriptors for Particle Shape Characterization. In: *Part. Part. Syst. Charact.* 20 (1), S. 25–38. DOI: 10.1002/ppsc.200390002.

Kandlbauer, L.; Khodier, K.; Ninevski, D.; Sarc, R. (2020): Sensor-based particle size determination of shredded mixed commercial waste based on two-dimensional images (Status 18. August 2020: eingereicht).

Kuhl, Frank P.; Giardina, Charles R. (1982): Elliptic Fourier features of a closed contour. In: *Computer Graphics and Image Processing* 18 (3), S. 236–258. DOI: 10.1016/0146-664X(82)90034-X.

Olson, E. (2011): Particle Shape Factors and Their Use in Image Analysis–Part 1: Theory. In: *Journal of GXP Compliance* (15-3), S. 85–96.

Podczeck, Fridrun (1997): A shape factor to assess the shape of particles using image analysis. In: *Powder Technology* 93 (1), S. 47–53. DOI: 10.1016/S0032-5910(97)03257-9.

Nachhaltige Verpackungen – Materialeffizienz anhand Vorbild Natur?!

N. Wild & M. Feuchter
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Werkstoffkunde und Prüfung der Kunststoffe, Leoben, Österreich

I.C. Gebeshuber, C. Adami & M. Vasiljevic
Technische Universität Wien, Institut für Angewandte Physik, Wien, Österreich

P. Schindler & A. Póczi
Fraunhofer Austria Research GmbH, Logistiksysteme und Transport, Wien, Österreich

M. Macqueen
AN-COR-TEK Ltd., Wien, Österreich

H. Pamminger & J. Dobretsberger
Pamminger Verpackungstechnik GmbH., Linz, Österreich

A. Brandstätter
Lenzing Plastics GmbH & Co KG, Lenzing, Österreich

KURZFASSUNG: In Österreich fallen jährlich rund 1,34 Millionen Tonnen Verpackungsabfälle an, davon entfallen 22 % auf Kunststoffverpackungen. Die Menge dieser ist von 2011 bis 2016 um circa 10 % gestiegen (BMK, 2020). Um diesem Trend entgegen zu wirken, müssen nachhaltige Verpackungskonzepte entwickelt werden. Im Zuge des Forschungsprojektes EFFIE (Effizientere, biobasierte und recyclebare Stretchfolie) soll zusammen mit der Fraunhofer Austria Research GmbH, dem Institut für angewandte Physik der TU Wien, der Pamminger Verpackungstechnik Gesm.b.H und der Lenzing Plastics GmbH & Co KG ein nachhaltiges Verpackungskonzept für Stretchfolien entwickelt werden. Die Schwerpunkte liegen auf der Anwendbarkeit von Biokunststoffen als Folienmaterial, sowie einer biomimetisch angehauchten Strukturierung der Folien, welche zur Materialeinsparung beitragen soll. Ziel von EFFIE ist eine Reduktion des Einsatzes von auf fossilen Rohstoffen basierenden Wickelfolien für die Verpackung bzw. Sicherung von Ladeeinheiten um 30 % im Jahr 2025 im Vergleich zum Jahr 2016.

1 EINLEITUNG

Aufgrund eines Aufwärtstrends des Transportaufkommens in Österreich wird ein Zuwachs des Stretchfolienverbrauchs erwartet. Stretchfolien sind prozessbedingt ein reines Einwegprodukt, da diese nach dem Transport aufgeschnitten, entfernt und entsorgt werden. Um dem Anstieg der Stretchfolienabfälle entgegen zu wirken, ist es notwendig ein neuartiges und nachhaltiges Designkonzept zu entwickeln. Dazu sollen in diesem Projekt neben einer geeigneten Materialauswahl auch biomimetische Strukturen in die Folie eingebracht werden, um die Materialeffizienz, die Energieeffizient und die Recyclingfähigkeit zu steigern.

2 NACHHALTIGES DESIGN VON STRETCHFOLIEN

2.1 Anforderungen

Um die Grundanforderungen an das Verpackungsmaterial festzulegen, wurden für dieses charakteristische mechanische und thermische Kennwerte in einem Materialsteckbrief definiert. Insbesondere die Bruchdehnung, die Zugfestigkeit, der Weiterreißwiderstand und die Temperaturbeständigkeit sind wichtige Bewertungsparameter. Im ersten Schritt wurden die ausgewählten Kennwerte, von bereits am Markt erhältlichen Maschinenstretchfolien ermittelt, um Referenzwerte für die Materialauswahl zu erhalten.

2.2 Materialauswahl

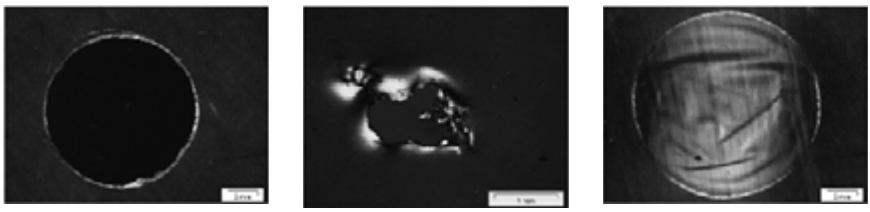
Im Sinne der Nachhaltigkeit liegt der Fokus bei der Materialauswahl auf Biokunststoffen. Mit Berücksichtigung, der zuvor ermittelten Referenzwerte, sind mehrere Biokunststofftypen (biobasiert, bioabbaubar) ausgewählt und zu Folien verarbeitet worden. Um die Eignung als Material für Stretchfolien zu überprüfen, werden die in einem Materialsteckbrief zusammengefassten erforderlichen Eigenschaften für alle vorhandenen Materialien überprüft und miteinander verglichen. Folgende Materialien wurden ausgewählt (siehe Tab. 1):

Tab. 1: Ausgewählte Biopolymere und Referenzfolien.

Probebezeichnung [1]	Typ
P1	PLA Compound (BioFlex)
P2	Stärke Compound
P3	PLA Compound
P4	PLA
P5	PBS
R1	Stretchfolie (petrochemisch basiertes LDPE)
R2	Stretchfolie (mit 80 % biobasiertem Anteil; LDPE)
R3	LDPE Folie (petrochemisch basiert)

2.3 Strukturierung

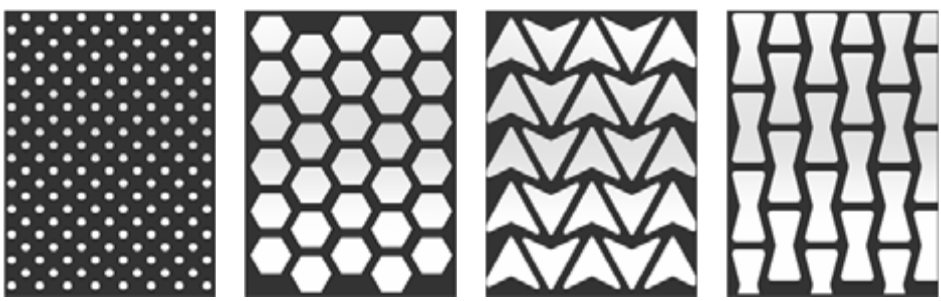
Durch die Strukturierung von Folien sollen die Stabilität und die Materialeinsparung zur Verpackung und Sicherung von Ladegut und Ladeeinheit mittels Stretchfolie qualitativ verbessert werden. Bei der Strukturierung von Folien ist vor allem die Einbringung dieser und die Muster dieser zu beachten.
Bei der Einbringung der Strukturen wurden unterschiedliche Methoden untersucht, welche in eine LDPE-Folie mit einer Stärke von 20 µm (R3) eingebracht wurden. Einerseits erfolgte die Strukturierung mit Materialverlust (Perforierungen) und andererseits ohne Materialverlust (mittels Druckluft). Das Perforieren der Folie erfolgte mithilfe von Stanzwerkzeugen (Raumtemperatur) oder Nadeln bei erhöhten Temperaturen (140 °C). Im Zuge von mikroskopischen Untersuchungen wurde jedoch festgestellt, dass durch diesen Prozess eine Vielzahl von Rissspitzen in die Folie eingebracht wurden (siehe Abb. 1a und 1b). Mithilfe von Überdruck erfolgte die Mustereinbringung ohne Materialverlust. Dadurch wurden keine Rissspitzen erzeugt, es konnten aber Spannungserhöhungen entlang der Konturen unter polarisiertem Licht festgestellt werden (siehe Abb. 1c).



(a.) (b.) (c.)

Abb. 1.: Strukturen abhängig von deren Einbringprozess (a. Stanzwerkzeug, b. erwärmte Nadeln, c. Druckluft).

Neben der Einbringung beeinflussen vor allem die ausgewählten Muster die Eigenschaften der Folie. Neben kreisförmigen Strukturen wurden vor allem in der Natur vorkommende Muster ausgewählt (siehe Abb. 2). Die ausgewählten biomimetisch angehauchten Strukturen weisen unterschiedliche Eigenschaften auf, welche für das Design nützlich sein könnten. Beispielsweise dehnen sich auxetische Muster quer zur Streckrichtung aus, wodurch die Einschnürung der Folie verringert werden könnte. Weiters können die Muster dazu dienen den Spannungsverlauf innerhalb der Folie zu lenken, wodurch Kräfte gezielt auf hochbelastete Stellen geführt werden können.



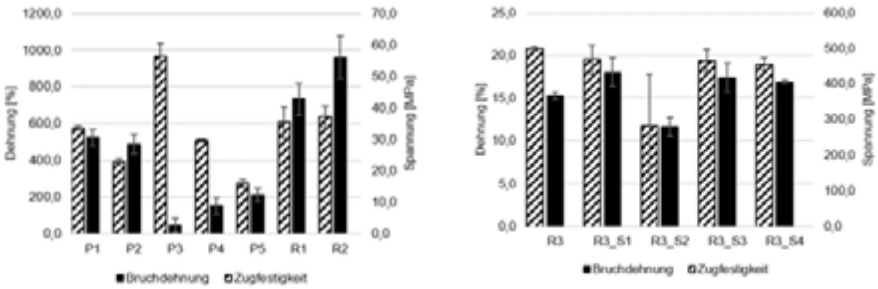
(a.) (b.) (c.) (d.)

Abb. 2: Beispiele für eingebrachte Strukturen (a. kreisförmige Struktur S1; b. Honigwabenstruktur S2, c. auxetische Struktur S3; d. auxetische Struktur S4).

2.4 Ergebnisse

Die durchgeführten Zugversuche zeigen, dass die Bruchdehnung und die Zugfestigkeit der getesteten Biopolymeren unter jenen der Referenzmaterialien liegen.
Der PLA Compound (P1) und der Stärke Compound (P2) (siehe Abb. 3a) könnten als Materialien für Stretchfolien trotzdem interessant sein, da sie ausreichend hohe mechanische Werte aufweisen, welche durch ein geeignetes Design weiter verbessert werden könnten. Weitere Materialtests (Weiterreißwiderstand, Temperaturbeständigkeit, etc.) werden an diesen Polymeren durchgeführt, um eine klare Aussage über die Eignung des Materials machen zu können.
Abhängig von der Struktureinbringung und der Muster, weisen die Folien unterschiedliche mechanische Eigenschaften auf (siehe Abb. 3b). Perforationen senken die mechanische Performance der Folie deutlich. Dies ist darauf zurückzuführen, dass durch den Materialaustrag Rissspitzen in die Folie eingebracht werden. Dadurch ergeben sich eine Vielzahl von starken Spannungsüberhöhungen. Diese lokalen Spannungsüberhöhungen führen schließlich zu einem abrupten Versagen der ganzen Folie.

Folien mit Strukturen ohne Materialaustrag weisen ein ähnliches Eigenschaftsprofil auf wie vollflächige Folien. Abhängig von der Struktur wird die Zugfestigkeit leicht erhöht und die Bruchdehnung etwas vermindert. Weiters kann beobachtet werden, dass die Einschnürung der auxetisch strukturierten Folien bis zu Dehnungen von 150 % unter jener von vollflächigen Folien liegt, wobei dies stark vom verwendeten Material abhängig ist.



(a.) (b.)

Abb. 3: Ergebnisse aus den Zugversuchen (a. Biopolymere im Vergleich zu Referenzmaterialien, Probenbreite 15 mm; Prüfgeschwindigkeit 50 mm/min; b. Vergleich der Strukturierungen, Probenbreite 45 mm, Prüfgeschwindigkeit 50 mm/min).

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Grundsätzlich sind Stretchfolien aus Biopolymeren nur vereinzelt am Markt zu finden und bestehen vorwiegend aus Bio-LDPE. In Versuchen hat sich gezeigt, dass auch weitere Biopolymertypen in diesem Bereich eingesetzt werden können - denkbar wären hier auch biologisch abbaubare Typen. Um dies nachzuweisen, sind noch weiterführende Untersuchungen nötig. Der derzeitig große Nachteil von Biopolymeren liegt in deren Kosten, welche deutlich über jenen von petrochemisch basierten Polymeren liegen. Eine Möglichkeit diese Kosten einzusparen ist: das Design zu verändern. Erste Designkonzepte zeigen, dass Strukturen Auswirkungen auf die mechanischen Eigenschaften der Folie und die Spannungsverteilung innerhalb der Folie haben. Dies könnte ausgenutzt werden, um die Kräfte zielgerichtet auf höher beanspruchte Stellen im Packgut zu lenken, um so die Transportsicherheit mit geringerem Materialeinsatz gewährleisten zu können.

4 DANKSAGUNG

Das Projekt EFFIE mit der Projektnummer 871446 wird von der österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie im Rahmen des Förderprogrammes „Produktion der Zukunft“ gefördert.

LITERATUR

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2020) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich,* Statusbericht 2020, 52.

Life cycle assessment of waste wood used for energy production – Methodology and case studies

M. Hingsamer, J. Pucker-Singer & G. Jungmeier
JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, LIFE – Institute for Climate, Energy & Society, Graz, Austria

J. Van Bael & J. Al Koussa
VITO, Genk, Belgium

W. Van der Stricht & S. Van de Casteele
Arcelor Mittal CTO – Technology Strategy, Gent, Belgium

F. Norman
Chalmers University of Technology, Gothenborg, Sweden

ABSTRACT: The methodological approach of the environmental assessment of waste wood used for energy production is described. Therefore, the approach, two case studies and information on the GHG emissions of the use of waste wood are presented. One case study assesses the environmental impacts of the use of waste wood in a multi-energy grid in an industrial area in Belgium. H2020 project STORY demonstrates the use of waste wood in a wood fired boiler, which is connected to an ORC. This system provides electricity and heat for a district heating network, including hot water storage tanks, to increase the thermal system flexibility. The other case study gives information on the environmental impacts on the use of waste wood integrated in a steel plant. H2020 project TORERO demonstrates a concept for producing bio-ethanol from waste wood, integrated in a large-scale steel mill. The results show, the importance of including the whole value chain and comparing the results to the actual situation to evaluate the total environmental impacts of waste wood use.

1 INTRODUCTION

To assess the sustainability along the whole value chain, life cycle-based methodologies have been developed over the last years. Life Cycle Assessment (LCA) considers environmental impacts along supply chains, from extraction of raw materials to end-of-life of products (ASI 2006). The aim of this paper is to describe the use of LCA to assess the environmental impacts of the use of waste wood for energy production.

2 METHODOLOGY

Important methodological aspects on the use of LCA for the assessment of waste wood are presented using two different case studies from the H2020 projects STORY (Added value of STOrage in distribution sYstems) and TORERO (TORefying wood with Ethanol as a Renewable Output: large-scale demonstration).

2.1 Case study 1: waste wood for heat and electricity production

STORY demonstrates and evaluates innovative approaches for energy storage systems in the residential and industrial sectors. One of the STORY demonstration cases is located in Olen, Belgium, where the company Beneens has a production facility and offices. The demonstrated system contains a biomass boiler, which is combined with

an organic-rankine-cycle (ORC). The ORC produces electricity, which is partly consumed on site and partly fed into the power grid. To cover the total electricity demand of the company additional electricity is consumed from the power grid. The biomass boiler and the ORC supply heat on different temperature levels to two thermal storages and a district heating grid. The biomass boiler is fed with waste wood, which is collected directly on site (waste from production process) and from construction sites. To estimate the environmental impacts of the demonstration case it is compared to a reference system. In the reference system, we assume the heat is produced by a natural gas boiler and the electricity is completely supplied by the power grid.
For a valid comparison, the demonstration case and the reference system must include the same resources and provide the same amount of heat and electricity (Bird et al. 2011). Therefore, the reference use of the waste wood needs to be included in the assessment of the demonstration case. If the waste wood is not used to provide energy, it has to be disposed by the construction company. In this case, the waste wood is transported to a waste combined heat and power (CHP) plant in Germany, where it is burnt together with other waste fractions. As the demonstration case and the reference case must have the same output, the additional heat and electricity, which is generated in the waste CHP plant in the reference system, also needs to be considered in the demonstration case. For the electricity, we assume that it is supplied by the power grid and for the heat that it is provided by a natural gas heating plant. Fig. 1 shows the comparison between the demonstration case and the reference system.

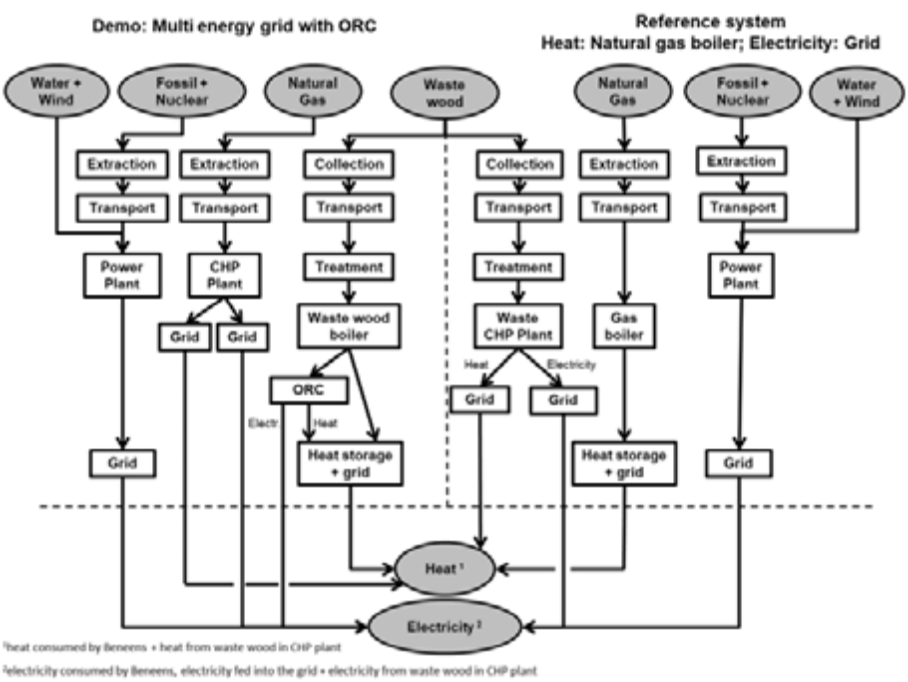


Fig. 1: Comparison of the demonstration system (left side) and reference system (right side).

2.2 Case study 2: waste wood for bioethanol production in a steel mill

TORERO demonstrates the first implementation of a technology concept for creating and using torrefied wood for the production of bioethanol, fully integrated in a large-scale, industrially functional steel mill. Fig. 2 shows the process flow of the TORERO process steps. The wood waste is collected, dried and processed to torrefied biomass.

This torrefied biomass is pulverized and is used as a substitute of pulverized coal (PC) in the blast furnace. The blast furnace gas is fermented via microbes to bioethanol. Heat integration and combustion of the torrgas is applied and the combustion of the blast furnace gas is included in the assessment as well.
TORERO diversifies the technological options available for producing bioethanol by implementing a torrefaction-based production technology. The outcomes will be of great interest to both the bioethanol end-users but also to Europe as a whole through the reduction of the usage of fossil fuel and thus significantly reducing GHG emissions. To prove the environmental sustainability of this new process a LCA will be applied. Furthermore, besides environmental and economic issues, a focus will be laid on social issues (including health and safety) which will be considered in the whole life-cycle.

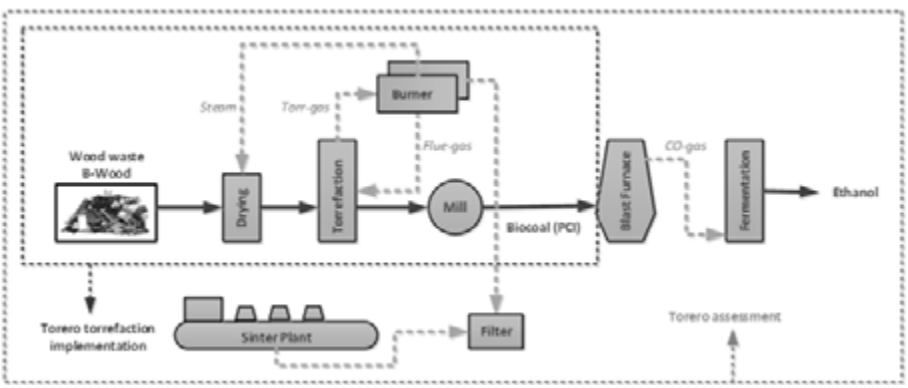


Fig. 2: TORERO process scheme.

Based on the integrated process design for TORERO the LCA methodology is adapted to the specific challenges and framework conditions of the project. The different sectors (e.g. steel industry, waste wood chain and the recycling, waste industry) and the circular economy approach are included and linked to each other in the assessment. Within the LCA the environmental effects of the whole value chain of the TORERO process are analyzed. Fig. 3 shows the process steps of the TORERO integrated process (left side) compared with the reference system (right side). The TORERO integrated process consists in general of three groups of process steps: (1) waste wood processing: includes the collection and torrefaction of the waste wood; (2) crude iron production: includes the mining of ore, the sinter plant, the blast furnace (BF), and the burning of BF gas in a CHP plant; (3) ethanol production: includes the fermentation of the BF gas via microbiological fermentation to produce ethanol for the use in vehicles. Furthermore, the combustion of natural gas in a CHP plant is included to generate electricity and heat to substitute the electricity and heat generated from waste wood in the conventional reference system.
The conventional reference system consists of three main process steps as well: (1) burning of waste wood: includes the collection of the waste wood and the burning of waste wood in a CHP plant; (2) crude iron production: includes the mining of ore, the sinter process, the mining of coal, the PC process, the blast furnace itself and the burning of BF gas in a CHP plant; (3) oil refinery: includes the extraction of oil, and the refinery of crude oil to gasoline for the use in vehicles.
Both systems provide the same product basket, which comprises crude iron, transportation service and electricity and heat. The products/services of both systems are of the same quality and quantity to enable comparability.

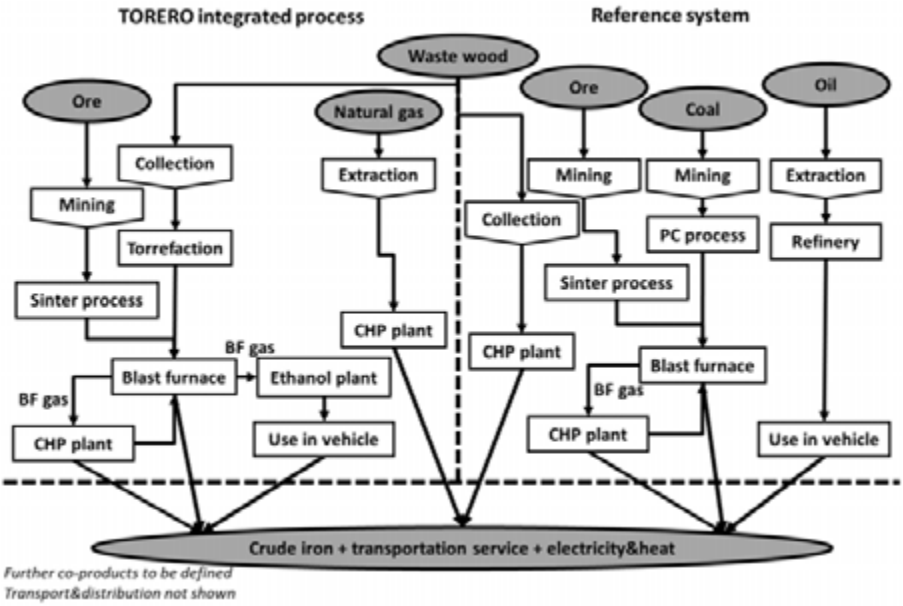


Fig. 3: Comparison of the TORERO integrated process (left side) and reference system (right side).

3 RESULTS

Based on the approach described above the key environmental impacts (e.g. GHG emissions, GHG emission reduction potential, primary energy demand) are quantified for the demonstration cases and the conventional reference systems. However, at this moment quantified results are only available for case study 1.

Fig. 4 shows the GHG emissions of the "Demonstration case" in comparison to "Reference system: Natural gas boiler". The annual GHG emission of the demonstration case are 1.5 kt CO_2-eq. The reference system has lower GHG emissions with 1.1 kt CO_2-eq per year. This result is explained by the different contributions to the total GHG emissions: From 1.5 kt CO_2-eq in total only 0.1 kt are linked to the energy supply of the demo site, consisting of the biomass boiler, the ORC and grid electricity. The remaining 1.4 kt CO_2-eq are GHG emissions from a natural gas heating plant and additional grid electricity, which are linked to the reference use of the wood waste. In the reference system the wood waste is used in a waste CHP plant, which produces 3.3 GWh heat and 1.1 GWh electricity per year out of the waste wood. This amount of heat and electricity needs to be included in the demonstration case for a fair system comparison. In the calculation, we considered a natural gas heating plant for the heat production and the grid mix for the electricity.

The contributors to the annual GHG emissions of the reference system are: 0.4 kt CO_2-eq from heat from a natural gas boiler for the heat demand of the demonstration site, 0.2 kt CO_2-eq from grid electricity for the electricity demand of the demonstration site and, 0.5 kt CO_2-eq transport and burning of waste wood in the waste CHP plant. The GHG emissions directly linked to the energy supply of the demonstration site are lower compared to a natural gas boiler and grid electricity. However, the total GHG emissions of the demonstration case including the reference use of the waste wood are higher compared the reference system with a natural gas boiler, mainly because the waste wood is used more efficiently in the large-scale waste CHP plant

compared to the small-scale ORC unit. Here, especially the higher heat use in the waste CHP plant leads to these results.
In the demonstration case the electricity production on site with the ORC leads to a high amount of low temperature heat, which is not used at the moment. There are plans for the future to expand the existing low temperature heating grid and to connect additional heat consumers. This will lead to a higher heat usage on the demonstration site. Therefore, we performed a sensitivity analysis on the heat usage in the demonstration case. The results are shown in Fig. 5. The GHG emissions in the reference system raise, as more heat needs to be supplied by natural gas. It is expected that in the near future 527 MWh additional heat use is possible at the demonstration site due to the connection of new heat customers. At this point, the demonstration case still has higher GHG emissions compared to the reference system. However, the gap between the demonstration case and the reference system becomes smaller. At the point of 1 500 MWh/year additional heat use the demonstration case and the reference system have the same GHG emissions. If more than 1 500 MWh/year can be used, the GHG emissions of the reference system exceed the GHG emissions of the demonstration case.

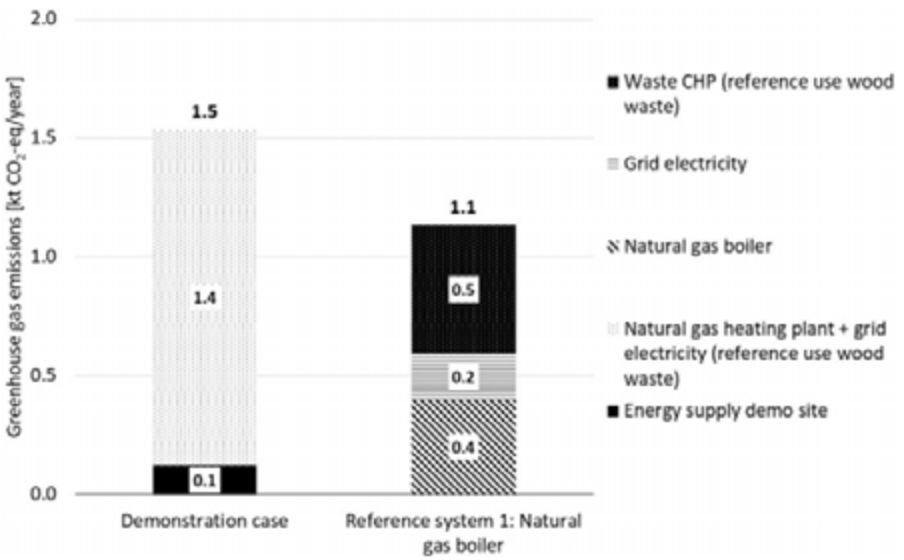


Fig. 4: Greenhouse gas emissions of the demonstration case compared to the reference system "Natural gas boiler".

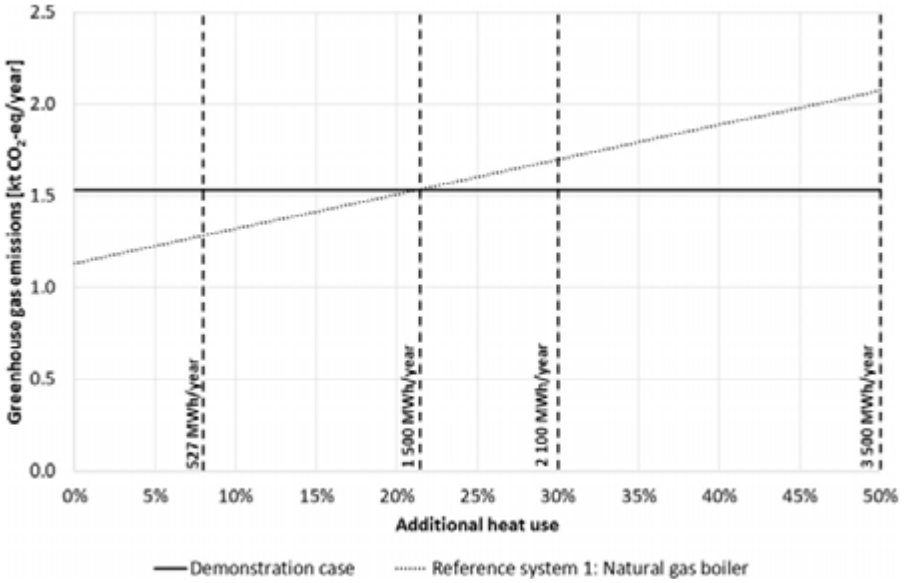


Fig. 5: Greenhouse gas emissions of the demonstration case compared to the reference system "Natural gas boiler", when varying the amount of heat use in the demonstration case

4 CONCLUSIONS

We described for two case studies how to assess the use of waste wood for energy production using LCA. For case study 1, which describes the use of waste wood for heat and electricity production in an industrial area, we also present results on GHG emissions. The results show that for evaluating new technologies it is relevant to include the whole value chain of the use of waste wood. Furthermore, it is important to include the current use of waste wood (before a new technology was implemented) to get a complete picture on the environmental impacts of waste wood use.

5 ACKNOWLEDGEMENT

STORY has received funding from European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 646426 (Project STORY – H2020-LCE-2014-03).
TORERO has received funding from European Union's Horizon 2020 - Research and Innovation Framework Programme (H2020-EU.3.3.3. - Alternative fuels and mobile energy sources). Project ID: 745810.

REFERENCES

Austrian Standards Institute (ASI) (2006) *ÖNORM EN ISO 14040:2006 Umweltmanagement – Ökobilanz Grundsätze und Rahmenbedingungen*

Bird, N., Cowie, A., Cherubini, F., Jungmeier, G. (2011*) Using a life cycle assessment approach to estimate the net greenhouse gas emission of bioenergy*, IEA Bioenergy, IEA Bioenergy:ExCo:2011:03.

Einflussfaktoren auf die Qualität der Sperrmüllsammlung im Burgenland

M. Meirhofer
Forschung Burgenland, Pinkafeld, Österreich

T. Schlögl
Burgenländischer Müllverband, Oberpullendorf, Österreich

R. Kranner & C. Wartha
Fachhochschule Burgenland, Department Energie - Umweltmanagement, Pinkafeld, Österreich

KURZFASSUNG: Vor dem Hintergrund stetig steigender Abfallmengen und knapper werdender Ressourcen steigt die Notwendigkeit der effizienten Abfallbewirtschaftung. Da eine Vielzahl an burgenländischen Gemeinden mit einem erhöhten Sperrmüllaufkommen konfrontiert sind und dadurch kein Auslangen mit den zugewiesenen Freiabfuhren finden, wodurch zusätzliche Kosten für die Entsorgung anfallen, fokussiert der vorliegende Beitrag auf die Sperrmüllqualität/-zusammensetzung im Burgenland. Durch die stichprobenartige Untersuchung der Sperrmüllzusammensetzung in den Jahren 2016 und 2018 erfolgte eine umfassende Charakterisierung des im Burgenland anfallenden Sperrmülls. Bei den Analysen wurden die vorgefundenen Abfälle in fünf Hauptkategorien, welche in weitere Unterkategorien gegliedert waren, eingeteilt. Die Auswertung der Analyse erfolgte sowohl massen- als auch volumenbezogen. Anhand der gewonnenen Daten sowie weiterer Informationen zu den jeweiligen Sammelstellen konnten Einflussfaktoren auf die Sperrmüllzusammensetzung ermittelt und Maßnahmen zur Verbesserung abgeleitet werden.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des Projektes NAREG (Interreg Programm SK-AT) wurden unter der Leitung der Fachhochschule Burgenland (FHB) Sperrmüllanalysen für den Burgenländischen Müllverband (BMV) durchgeführt. Die Analysen erfolgten im Herbst 2018. Maßgeblicher Hintergrund für die Untersuchung war, dass eine Vielzahl der burgenländischen Gemeinden mit dem vorgesehenen Kontingent an Sperrmüllabfuhren (Freiabfuhren), welches auf Basis des Restmüllaufkommens ermittelt wird, kein Auslangen finden.

Auf Basis dieser aktuellen Analyse und der Datengrundlage aus dem Jahr 2016, welche ebenfalls durch die FHB erarbeitet wurde, sollten die folgenden Fragestellungen beantwortet werden:

- Zusammensetzung der in der Sperrmüllsammlung erfassten Abfälle,
- Anteil an Altstoffen,
- Anteil an Hausmüll und
- Anteil sonstiger Abfallfraktionen, die nicht dem Sperrmüll zuzuordnen sind.

Ergänzend sollten anhand weiterer Informationen zu den Sammelstellen Einflussfaktoren auf die Sperrmüllqualität ermittelt und Maßnahmen zur Verbesserung abgeleitet werden.

2 METHODIK

2.1 Durchführung

Insgesamt wurden vom BMV elf verschiedene Gemeinden für die Analyse ausgewählt und von jeder Gemeinde ein Container (á 15 m³) bereitgestellt. Die Auswahl der Gemeinden erfolgte unter Berücksichtigung des in der jeweiligen Gemeinde angewandten Verrechnungskonzepts für die Sperrmüllentsorgung (Bezahlung eines Pauschalbetrags über die Gemeindeabgabe oder Bezahlung an der Sammelstelle vor Ort), um etwaige Abhängigkeiten von diesem abzubilden. Zudem wurde darauf geachtet, sowohl Gemeinden aus dem Norden als auch dem Süden des Burgenlandes zu erfassen.

Die Analyse erfolgte manuell mit maschineller Unterstützung bei der Verwiegung der sortierten Fraktionen sowie deren Zu- und Abtransport. Die Abfälle wurden in festgelegte Analysefraktionen separiert. Die Auswahl der Analysefraktionen erfolgte basierend auf in der Vergangenheit durchgeführter Sperrmüllanalysen. Eine Auflistung der sortierten Fraktionen findet sich in Tab.1.

Tab. 1: Analysierte Fraktionen - Haupt-, Detail- und Unterfraktionen.

Hauptfraktion (Kurzbezeichnung)	Detailfraktion/-beschreibung	Unterfraktion
Sperrmüll, gesamt (SM)	Sperrmüll	Fenster, ganz
		Fensterglas
		Kunststoff, sperrig (NVP)
		Matratzen/Möbel/Polster
		sonstiger Sperrmüll
		Teppiche
	Holz	Holz, unbehandelt
		Holz, behandelt
Baustellenabfälle (BA)	Baustellenabfälle	Dämmstoffe
		Rohre
		Teerpappe
	Inertmaterialien	Betonabfälle
		Eternit
		Sonstiges
verwertbare Materialien (Recy)	Recyclebare Materialien	Elektroaltgeräte
		Glas (VP)
		Leichtverpackungen (VP)
		Metall (VP)
		Metallschrott (NVP)
		Papier/Pappe/Karton (VP)
		Papier/Pappe/Karton (NVP)
		Sonstiges
	Biogene Materialien	Biogene Materialien (Erde, etc.)
	Textilien	Textilien/Schuhe
Sonstiges (Sonst.)	Abfälle in Säcken	Abfälle von Veranstaltungen
		Baustellen-/Werkstättenabfälle
		Biogene Materialien (Erde, etc.)
		Restmüll
		Textilien/Schuhe
		Sonstiges
Sortierrest (SR)	Kleinstückiges	Restmüll
		Baustellenabfälle (kleinstückig)
		Friedhofsabfälle (kleinstückig)
		Biogene Materialien (Erde, etc.)
		Sonstiges
Problemstoffe	Problemstoffe	Problemstoffe

Auf eine Unterscheidung über die wahrscheinliche Herkunft (private vs. gewerbliche) der Abfälle wurde aufgrund der unsicheren Bestimmbarkeit verzichtet. Bei den verwertbaren Materialien erfolgte zum Teil eine Unterscheidung in Verpackungs- (VP)

und Nichtverpackungsmaterialien (NVP). Neben der Erfassung der Fraktionsmassen wurden die Volumina der einzelnen Fraktionen geschätzt und Notizen zu Auffälligkeiten/Besonderheiten geführt.

2.2 Auswertung

Die Ergebnisauswertung der Sortieranalyse umfasste eine Gesamtauswertung nach Hauptfraktionen sowie eine Detailauswertung der Hauptfraktionen, jeweils massen- und volumenbezogen. Ergänzend erfolgte eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der aktuellen Sortierung mit den Mittelwerten der Sortierung aus dem Jahr 2016.

Die Auswertung nach Volumen erfolgte anhand der geschätzten Volumina der Einzelfraktionen. Da es durch die Sortierung zu einer Vereinzelung und Auflockerung des Materials kam und somit das sortierte Volumen höher war als das Containervolumen wurde das Volumen des Sortierrests für die Berechnung der Volumenanteile rechnerisch ermittelt.

Neben der Auswertung der Sperrmüllzusammensetzung wurde auch das Auskommen der Gemeinden mit den zugewiesenen Freiabfuhren analysiert. Fällt mehr Sperrmüll in den Gemeinden an, hat hierfür eine gesonderte Beauftragung an den BMV zu erfolgen, was zu Mehrkosten für die Gemeinde führt. Alle Auswertungen erfolgten auch unter Betrachtung des jeweils zur Anwendung kommenden Verrechnungskonzepts.

3 ERGEBNISSE

3.1 Sortieranalyse

Die Betrachtung der mittleren Gesamtmassen der Containerinhalte zeigt, dass sich diese in den beiden Untersuchungsjahren 2018 (2.220 kg) und 2016 (2.130 kg) nur geringfügig unterscheiden. In Abb. 1 werden die gemittelten Massen der Hauptfraktionen in Abhängigkeit vom Verrechnungskonzept dem Gesamtmittelwert 2018 und dem Mittelwert der Untersuchung von 2016 gegenübergestellt.

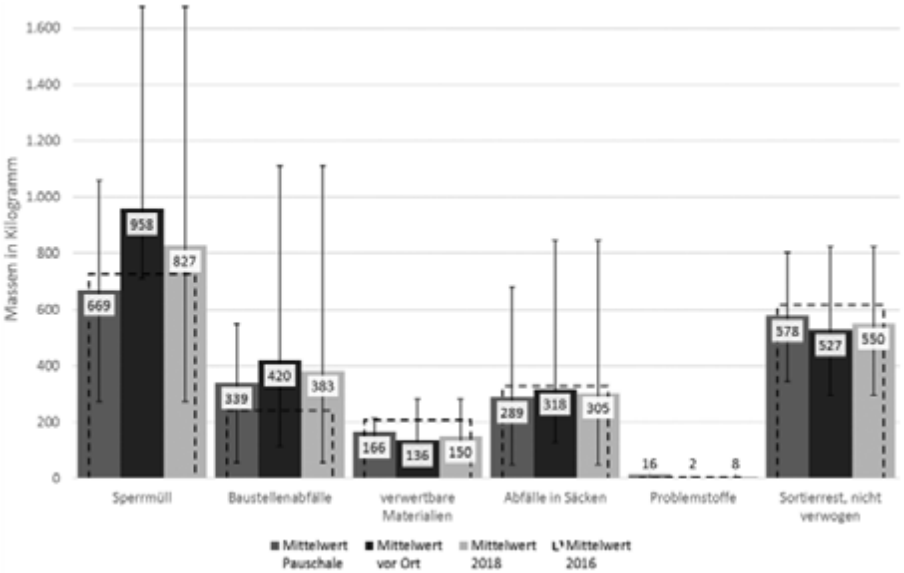


Abb. 1: Vergleich der absoluten Massen je Hauptfraktion.

Der Vergleich der Gesamtmasse in Abhängigkeit vom Verrechnungskonzept weist für die Gemeinden mit einem Pauschalbetrag im Mittel rund 300 kg weniger an Sperrmüll je Container aus, dies entspricht in etwa der Differenz der Hauptfraktion „Sperrmüll“.

Die prozentuale Auswertung der Sortieranalyse zeigt (siehe Abb. 2), dass sich in den untersuchten Containern nur rund 31 M-% bzw. 41 M-% der Hauptfraktion Sperrmüll befanden. Der Mittelwert dieser Fraktion liegt auf dem Niveau des Jahres 2016. Da auch die Hauptfraktion „Baustellenabfälle“ dem Sperrmüll zuzuordnen ist, ergibt sich ein Fehlwurfanteil (verwertbare Materialien, Abfälle in Säcken, Problemstoff und Sortierrest) in den Sperrmüllcontainern von rund 52 M-% (Min: 39 M-%, Max: 70 M-%) für die Gemeinden welche eine Pauschale einheben bzw. von 43 M-% (Min: 20 M-%, Max: 59 M-%) wenn vor Ort kassiert wird. Positiv zu verzeichnen ist, dass unabhängig vom Verrechnungskonzept der Anteil an verwertbaren Materialien in den Sperrmüllcontainern geringer war. Gegenüber dem Jahr 2016 lag die Reduktion im Mittel bei 40 %, was rund 60 kg entspricht.

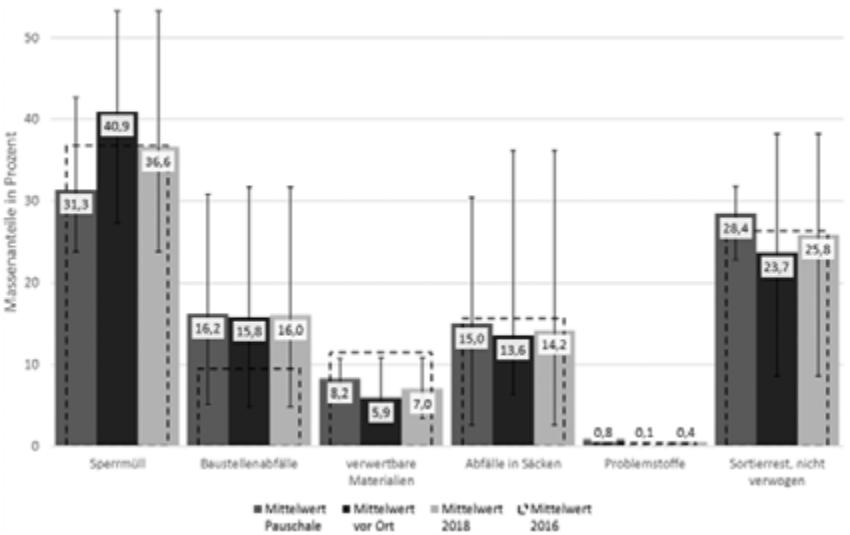


Abb. 2: Vergleich der Massenanteile der Hauptfraktionen.

Das mittlere Volumen der Sperrmüllanteile (Hauptfraktionen „Sperrmüll“ und „Baustellenabfälle“) lag für Gemeinden mit Pauschale bei 49 V-% (Min: 33 V-%, Max: 58 V-%) bzw. bei 53 V-% (Min: 40 V-%, Max: 68 V-%) in den Gemeinden, welche vor Ort kassieren. In Abb. 3 werden die gemittelten Volumenanteile der Hauptfraktionen in Abhängigkeit vom Verrechnungskonzept, dem Gesamtmittelwert 2018 und dem Mittelwert der Untersuchung von 2016 gegenübergestellt.

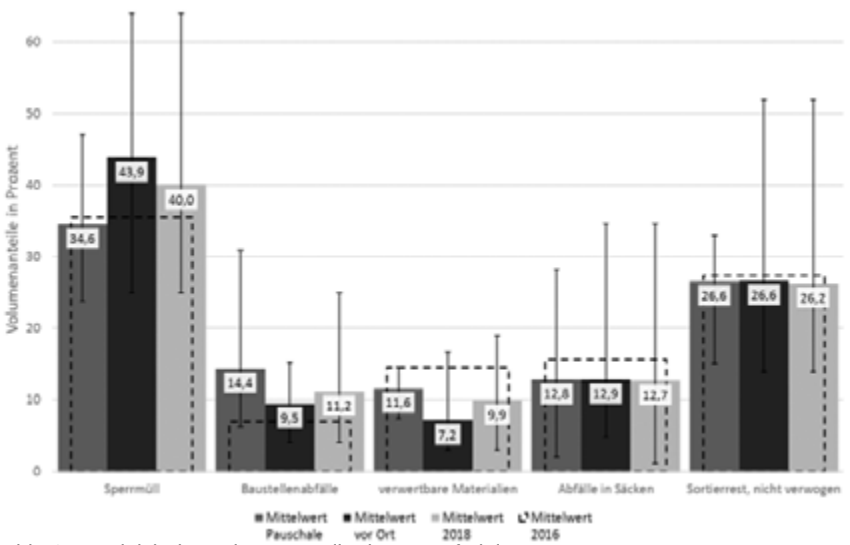


Abb. 3: Vergleich der Volumenanteile der Hauptfraktionen.

3.2 Freiabfuhren

Die Analyse der Freiabfuhren zeigte, dass keine der untersuchten Gemeinden mit dem zugewiesenen Kontingent auskam. In Abb. 4 wird der prozentuale Mehrbedarf

an Sperrmüllcontainern je Gemeinde dargestellt. Es zeigte sich der Trend, dass in jenen Gemeinden, welche vor Ort am Sammelhof für die Sperrmüllabgabe kassieren, ein geringer Mehrbedarf an Abfuhren vorliegt. In Gemeinden, welche einen Pauschalbetrag für Sperrmüllentsorgung einheben, werden im Mittel rund doppelt so viele Abfuhren benötigen wie durch den BMV zugewiesen. Gemeinden, in denen vor Ort für die Sperrmüllentsorgung kassiert wird, benötigen mit rund 60 % deutlich weniger zusätzliche Abfuhren.

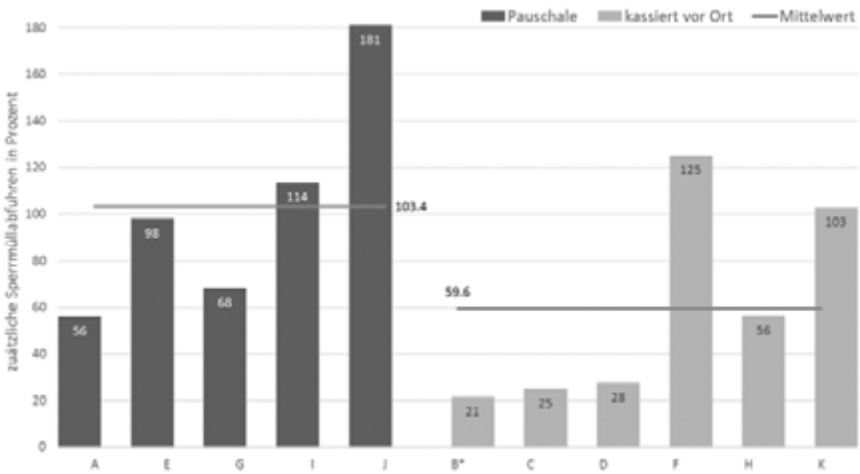


Abb. 4: Zusätzlicher Bedarf an Sperrmüllabfuhren je Gemeinde in Prozent.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Sowohl die Stichprobenuntersuchung der Sperrmüllcontainer als auch die Auswertung der Freiabfuhren zeigt geringere, über die Sperrmüllcontainer entsorgte, Abfallmengen in Gemeinden, welche vor Ort für die Sperrmüllentsorgung kassieren. Die volumenbezogene Auswertung verdeutlicht, dass bis zu 67 % des Containervolumens eingespart werden könnte, wenn nur die Hauptfraktionen „Sperrmüll“ bzw. „Baustellenabfall“ in den Sperrmüllcontainern entsorgt würden.
Ein Einfluss der Ausstattung der Sammelstellen auf die Qualität der Abfälle in den Sperrmüllcontainern konnte nicht festgestellt werden. Daher scheint eine Bewusstseinsbildung sowohl beim Anlagenpersonal als auch der Bevölkerung für die erhöhte Trenngenauigkeit essentiell.
In weiterer Folge soll die Ermittlung von Kosteneinsparungspotentialen im Falle einer optimierten Abfallsammlung für die Gemeinden, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Entsorgungskosten der Abfallfraktion sowie allfälliger Erlöse für Wertstofffraktionen, erfolgen.

5 ACKNOWLEDGMENT

Dieses Projekt wird unterstützt von:





Entwicklung eines hydrometallurgischen Recyclingkonzeptes für Lithium-Ionen-Batterien

E. Gerold, S. Luidold, M. Honner & H. Antrekowitsch
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie, Leoben, Österreich

A. Arnberger
Saubermacher Dienstleistungs AG, Forschung und Entwicklung, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Prozessentwicklung für das Recycling von sich verändernden, metallhaltigen Reststoffen stellt immer wieder eine Herausforderung für die Forschung dar. Aufgrund der Komplexität der einzelnen Prozessschritte ergibt sich häufig ein hoher Energie- und Chemikalienverbrauch. Aus diesem Grund stellt vor allem auch die Optimierung von Verfahrenskonzepten einen zentralen Punkt im Bereich des Recyclings von Lithium-Ionen-Batterien dar. Der entwickelte SeLiReco-Prozess zeichnet sich vor allem durch die gemeinsame Rückgewinnung eines hochwertigen Vorstoffes auf Kobalt-Nickel-Basis und die selektive Präzipitation des enthaltenen Lithiums aus. Diese Thematik wird in der Forschung immer wieder diskutiert, konnte aber bisher keine industrielle Anwendung finden. Diese Prozesskombination ermöglicht dies aufgrund der genauen Erforschung und Optimierung dieses Verfahrensschrittes.

1 EINLEITUNG

Durch eine Technologieentwicklung zur Verarbeitung von komplexen Rückständen mit schwankender Zusammensetzung im Bereich der Metallurgie sowie einer Erarbeitung von Verfahren zur simultanen Multimetallrückgewinnung aus primären und sekundären Quellen kann eine Verbesserung der Rohstoffverfügbarkeit realisiert werden. Vor allem bisher nicht verwertbaren, metallhaltigen Reststoffen wird eine zentrale Bedeutung zugeschrieben, da diese bislang entsorgt und dem Wertstoffkreislauf entzogen wurden. Im Bereich des Recyclings von Lithium-Ionen-Batterien stehen vor allem die Wertmetalle Kobalt und Nickel im Vordergrund, während anderen Elementen wie Lithium oder Mangan nur eine untergeordnete Rolle zukommt. Dabei lassen sich die angewandten Verfahren in pyrometallurgische und hydrometallurgische Aufarbeitungstechnologien unterteilen. Vor dem eigentlichen Recyclingprozess laufen Vorbehandlungsschritte ab, die aufgrund der komplexen Zusammensetzung der Einsatzstoffe notwendig sind und entweder mechanisch oder thermisch erfolgen können. (Martens 2011; Hanisch et al. 2015) Die Entwicklung pyrometallurgischer Recyclingverfahren wird hauptsächlich durch die Möglichkeit der effizienten und relativ einfachen Rückgewinnung von Metallen aus verschiedenen Batterietypen vorangetrieben. Pyrometallurgische Prozesse haben den Vorteil, dass sie für Gemische verschiedener Batterien zuverlässig arbeiten und die Möglichkeit eröffnen, auch mit dem Prozessweg für Primärmaterialien kombiniert zu werden. Das Schmelzen bei hohen Temperaturen führt jedoch zu einem hohen Energiebedarf und der Erzeugung eines zu reinigenden Abgases. Zusätzlich ließ sich bisher auch keine pyrometallurgische Rückgewinnung von Lithium und Aluminium realisieren, da diese unedleren Metalle während des Prozesses verschlacken. Aus diesem Grund nimmt die Bedeutung hydrometallurgischer Verfahren sowohl als alleinige Technologie als auch in Kombination mit der Pyrometallurgie stetig zu. (Georgi-Maschler et al. 2012) Um die wertvollen Übergangsmetalle Kobalt und Nickel sowie Lithium wiederzugewinnen, werden häufig

hydrometallurgische Methoden wie Laugung, Extraktion, Kristallisation oder Präzipitation angewandt. Diese Verfahren werden auch implementiert, um batterieaktive Materialien in Batteriequalität neu zu synthetisieren oder reine Metalle bzw. Metalloxide wiederzugewinnen. Der erste Schritt einer typischen hydrometallurgischen Behandlung ist die Laugung der gewonnenen Pulverfraktion, einschließlich der Aktivmaterialien. Bei diesem Verfahren werden die Übergangsmetallverbindungen in anorganischen oder organischen Säuren gelöst, um die nachfolgenden Trennschritte zu ermöglichen. Die Reduzierung von Verunreinigungen und organischen Rückständen sowie die selektive Laugung verschiedener Metalle sind die Hauptziele dieses Prozessschrittes. Die anschließenden chemischen Verfahren variieren in der Literatur teilweise sehr stark. Einerseits spielt die selektive Präzipitation eine wesentliche Rolle, wobei sich diese durch die komplexe Elementkomposition häufig als sehr herausfordernd darstellt. Neben diesen klassischen Fällungsprozessen findet auch die Solventextraktion Anwendung, wobei vor allem die Trennung von Kobalt, Nickel und Mangan im Mittelpunkt steht. Häufig wird auf die Rückgewinnung von Lithium nur am Rande eingegangen oder dieses als Nebenprodukt behandelt. Bei Betrachtung der Länderkonzentration im Vergleich zum gewichteten Länderrisiko der globalen positiven Nettoexporte bezogen auf die Bergwerksförderung von Lithium zeigt sich jedoch deutlich, dass in Zukunft auch dem Recycling dieses bisher noch nicht als kritisch eingestuften Elements Bedeutung zugeschrieben werden muss (siehe Abbildung 1). (Georgi-Maschler et al. 2012; Li et al. 2013; Huang et al. 2018; Schmidt 2017)

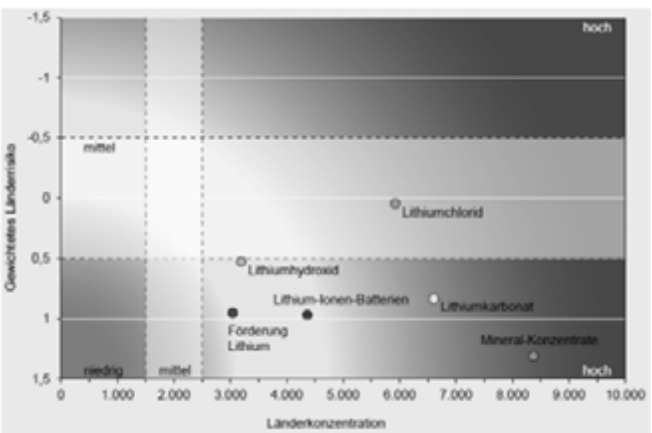


Abb. 1: Länderkonzentration und gewichtetes Länderrisiko der globalen positiven Nettoexporte im Vergleich zur Bergwerksförderung von Lithium. (Schmidt 2017).

Die Entfernung von Verunreinigungen aus dem Materialgemisch und die Reduzierung der durch die Verwertung eingebrachten Verunreinigungen sind ein zentrales Ziel dieser Prozesse, um ein Downcycling dieser Hightech-Materialien zu vermeiden. Die häufigsten Schadstoffe umfassen organische Komponenten wie Carbonate des Elektrolyten und deren Zersetzungsprodukte, Graphit, anorganische Substanzen wie Kupfer und Aluminium aus Stromkollektorfolien, Eisen, Fluorverbindungen und andere Additive aus dem Elektrolyten wie z.B. Magnesium. (Li et al. 2009) Um eine Recyclingstrategie zur Rückgewinnung der Wertmetalle Kobalt und Nickel, aber auch Lithium und Mangan zu entwickeln, erfolgte die Testung mehrerer Verfahren und die Optimierung der Parameterkombinationen im Hinblick auf die Erhöhung der Ausbeute und der Selektivität des Prozesses. Daraus ging der SeLiReco-Prozess hervor, dessen Hauptmerkmal die gemeinsame Rückgewinnung von Kobalt und Nickel und die selektive Präzipitation von Lithium darstellt.

2 DER SELIRECO-PROZESS

Der SeLiReco-Prozess setzt sich prinzipiell aus einer Kombination von schwefelsaurer Laugung und mehreren Fällungsprozessen auf der Basis von Komplexbildung und pH-Wert Abhängigkeit zusammen. Um diese Technologie zu entwickeln, erfolgte die Überprüfung verschiedener Säuren (z.B. HCl und H_2SO_4) zur Laugung in einzelnen und mehreren Laugungsstufen mit unterschiedlichen Konzentrationen und Zeitdauern. Im Bereich der Präzipitation wurde vor allem auf die Selektivität des Prozesses Wert gelegt. Dabei zeigte sich, dass die ausschließliche Anwendung klassischer pH-Wert-basierter Methoden nicht erfolgreich ist, sondern dass auf Komplexbildungsprozesse zurückgegriffen werden muss. Aus diesem Konzept lassen sich hochwertige, recycelte Einsatzstoffe gewinnen, die nicht nur im Batteriebereich, sondern auch in anderen Branchen wie z. B. der Edelstahlherstellung Verwendung finden. Wie in Abbildung 2 dargestellt, besteht der SeLiReco-Prozess prinzipiell aus vier Hauptschritten, wobei im Bereich der Lösungsreinigung abhängig von der Zusammensetzung verschiedene Präzipitationsstufen erfolgen müssen, um die entsprechenden Verunreinigungen zu entfernen.

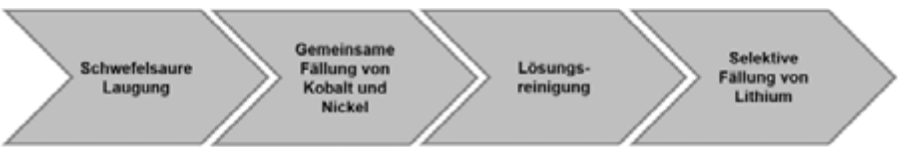


Abb. 2: Verfahrensschritte des SeLiReco-Prozesses.

2.1 Selektive Rückgewinnung von Kobalt und Nickel

Die selektive Trennung von Kobalt und Nickel lässt sich in der Hydrometallurgie nur durch sehr wenige Prozesse realisieren. Neben der klassischen Methode der Solventextraktion stehen auch spezifische Chemikalien wie Dimethylglyoxim zur Verfügung. Aufgrund der Komplexität und des hohen Preises dieser Chemikalie, lässt sich der großtechnische Einsatz aber kaum realisieren. Aus diesem Grund wurde im Rahmen der Verfahrensentwicklung eine gemeinsame Rückgewinnung der beiden Wertmetalle durchgeführt. Da sich vor allem im Bereich der Edelstahlproduktion wichtige Legierungszusätze auf Kobalt- und Nickelbasis wiederfinden, erfolgt die Herstellung eines reinen Mischoxides, um einen hochwertigen Vorstoff zu generieren. Durch die Fällung der beiden gelösten Metalle mit Oxalsäure kann durch eine anschließende Kalzinierung dieses Ziel erfüllt werden. Dabei zeigte sich, dass diese organische Säure viele Abhängigkeiten im Bereich der optimalen Temperatur und der zugesetzten Menge zeigt. Um optimale Fällungsbedingungen eindeutig definieren zu können, erfolgte die Testung verschiedener Parameterkombinationen auf Basis eines vollfaktoriellen Versuchsplanes auf Basis der Versuchsplanungssoftware Modde 12. Zusätzlich ließen sich Matrixeffekte durch die Heranziehung von synthetischen Lösungen auf Kobalt-Nickel-Basis und deren Vergleich mit den Lösungen aus dem Batteriematerial näher definieren.

2.2 Selektive Rückgewinnung von Lithium

Zur selektiven Rückgewinnung von Lithium sind in der Literatur zwar einige Ansätze zu finden, allerdings erfolgte bisher keine industrielle Umsetzung dieser Theorien. Auch in diesem Fällungsschritt ließen sich einige potenzielle Fällungsmittel wie z.B. Na_2CO_3 ausschließen, da die entsprechenden Effizienzen nicht erreichbar sind. Hier zeigte vor allem die Präzipitation als Phosphat ihre Vorteile, wobei Fällungsmittel auf

Natrium- oder Kaliumbasis herangezogen wurden. Durch diese alternative Verbindungsbildung ließen sich geringste Restgehalte von Lithium in den Flüssigproben erzielen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die selektive Rückgewinnung von Wertmetallen aus Lithium-Ionen-Batterien ist aktuell in sehr vielen Forschungsarbeiten ein zentraler Bestandteil. Jedoch zeigen vor allem pyrometallurgische Prozesse im Bereich des Recyclings von Aluminium und Lithium ihre Grenzen auf. Hydrometallurgische Verfahren rücken so immer mehr in den Mittelpunkt, da durch die hohe Selektivität der einzelnen Prozessschritte ein großer Anteil der enthaltenen Metalle zurückgewonnen werden kann. Die Entwicklung eines solchen Verfahrens stellt aufgrund der Komplexität des Materials allerdings große Herausforderungen dar. Eine Testung unterschiedlicher Laugungs- und Fällungsmittel und die Optimierung der entsprechenden Parameter nimmt viele Ressourcen in Anspruch, da vor allem das Verhalten der einzelnen Metalle untereinander und die entsprechenden Matrixeffekte nicht zu vernachlässigen sind. Der SeLiReco-Prozess stellt eine Kombination von Laugung und Fällungsprozessen dar, wobei das Augenmerk nicht nur auf der Rückgewinnung von Kobalt und Nickel, sondern auch auf dem Recycling von Lithium liegt. Die einzelnen Prozessschritte und deren Optimierung zeigten, dass die Einflüsse anderer Metalle und Fällungsmittelreste aus vorhergehenden Stufen nicht vernachlässigt werden dürfen. Daraus ergibt sich die Komplexität des Prozesses, wobei sich durch die Zusammenfassung der Fällungsschritte für mehrere Metalle eine Reduktion der Stufenanzahl erzielen ließ. Das entwickelte Verfahren hebt sich vor allem durch die hohen Rückgewinnungseffizenzen für Lithium von über 90 % von anderen Technologien ab und zeigt so, dass die Forschung an Recyclingprozessen für diesen wachsenden Reststoff fortgeführt werden müssen, um eine weitere Optimierung der einzelnen Schritte, eine Minimierung des Chemikalieneinsatzes und eine Erhöhung der Rückgewinnungsraten zu erreichen.

LITERATUR

Georgi-Maschler, T.; Friedrich, B.; Weyhe, R.; Heegn, H.; Rutz, M. (2012): Development of a recycling process for Li-ion batteries. In: Journal of Power Sources 207, S. 173–182. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2012.01.152.

Hanisch, Christian; Loellhoeffel, Thomas; Diekmann, Jan; Markley, Kely Jo; Haselrieder, Wolfgang; Kwade, Arno (2015): Recycling of lithium-ion batteries: a novel method to separate coating and foil of electrodes. In: Journal of Cleaner Production 108, S. 301–311. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.08.026.

Huang, Bin; Pan, Zhefei; Su, Xiangyu; An, Liang (2018): Recycling of lithium-ion batteries: Recent advances and perspectives. In: Journal of Power Sources 399, S. 274–286. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2018.07.116.

Li, Jinhui; Li, Xinhai; Hu, Qiyang; Wang, Zhixing; Zheng, Junchao; Wu, Ling; Zhang, Lianxin (2009): Study of extraction and purification of Ni, Co and Mn from spent battery material. In: Hydrometallurgy 99 (1-2), S. 7–12. DOI: 10.1016/j.hydromet.2009.05.018.

Li, Li; Dunn, Jennifer B.; Zhang, Xiao Xiao; Gaines, Linda; Chen, Ren Jie; Wu, Feng; Amine, Khalil (2013): Recovery of metals from spent lithium-ion batteries with organic acids as leaching reagents and environmental assessment. In: Journal of Power Sources 233, S. 180–189. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2012.12.089.

Martens, Hans (2011): Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Schmidt, Michael (2017): Rohstoffrisikobewertung - Lithium. DERA Rohstoffinformationen. 33. Aufl. Hg. v. DERA Deutsche Rohstoffagentur. Berlin.

Abbaubare Kunststoffe unter nicht optimierten Umweltbedingungen

S. Lenz, J. Mayerhofer & G. Obersteiner
Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Plastik in der Umwelt hat sich zu einem der bedeutendsten und am meisten wahrgenommenen Umweltprobleme entwickelt. Viele Bestrebungen, etwa das Verbot von Einwegkunststoffen, höhere Kunststoffrecyclingraten oder Biokunststoffe, versuchen dieses Problem zu lösen. Doch gerade Biokunststoffe werden sehr kontrovers diskutiert. Der Zerfall von Kunststoffen in Fragmente und die biologische Abbaubarkeit hängen stark von den Umgebungsbedingungen des Kunststoffes ab. Kompostierbare Kunststoffe werden also nicht zwangsläufig ebenso gut in Gewässern abgebaut. Über Zeitdauer von Zerfall und biologischen Abbau kompostierbarer Kunststoffe in natürlichen Gewässern sind kaum Informationen vorhanden. Heimkompostierbare und EN13432 zertifizierte Kunststoffe wurden für 4,5 bzw. 10 Monaten in einen Gartenteich gehängt und untersucht. Es wurde kein Zerfall oder Abbau beobachtet.

1 EINLEITUNG

Seit dem 1. Jänner 2020 sind in Österreich Kunststofftragetaschen verboten. Ausgenommen von diesem Verbot sind biologisch abbaubare und aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellte, sehr leichte Tragetaschen (Obst- oder Knotenbeutel), Mehrwegtaschen aus Kunststoffgewebe sowie Müllsäcke, Hundekotsackerl oder Gefrierbeutel (AWG-Rechtsbereinigungsnovelle 2019). Vor allem Bioabfallsackerl und Knotenbeutel finden große Anwendung in Österreich. Doch was passiert, wenn diese Kunststoffe nicht in die Kompostierung, sondern in die Umwelt gelangen?

2 NUTZUNG UND ENTSORGUNG VON ABBAUBAREN KUNSTSTOFFEN

Haupteinsatzgebiet von abbaubaren Kunststoffen sind Sackerl, Verpackungsfolien und andere Einwegkunststoffe, wobei in Österreich vor allem EN 13432 zertifizierte Bioabfall-Sackerl sowie für die Heimkompostierung zertifizierte Obst- und Gemüse-Sackerl von Bedeutung sind. Pro Jahr werden mehr als 100 Millionen stärkebasierte Bioabfall-Sackerl verkauft. Das Vorkommen von abbaubaren Kunststoffen in Bioabfall sowie Zerfall von EN 13432 zertifizierten Sackerln während technischer Kompostierung und deren generelle biologische Abbaubarkeit unter definierten Bedingungen wurde bereits untersucht (Rauscher et al 2017). Über das Vorkommen von Biokunststoffen in der Natur und deren Abbau-Verhalten unter den jeweiligen nicht optimierten Bedingungen sind jedoch kaum Informationen vorhanden.

Der biologische Abbau organischer Substanzen ist sehr stark von den vorherrschenden Randbedingungen abhängig. Kunststoffe, die für den Abbau während industrieller oder Heimkompostierung zertifiziert sind, müssen sich nicht automatisch ebenso gut bzw. schnell in anderen Umgebungen biologisch abbauen oder zersetzen. Um herauszufinden, wie sich die Kunststoffe in Süßwassermilieu verhalten, wurden kompostierbare Sackerl in einem Gartenteich in Niederösterreich exponiert.



Abb. 1: links: EN 13432 zertifizierte Vorsammelhilfe (PLA, stärkebasiert), heimkompostierbare Vorsammelhilfe (stärkebasiert) Mitte: heimkompostierbare Knotenbeutel (stärkebasiert), rechts: Einbringen der Sackerl in den Gartenteich.

Bei den im Herbst 2019 eingebrachten Proben handelt es sich um ein sogenanntes Kreislaufsackerl (OK compost HOME) und je eine stärkebasierte sowie eine PLA-Bioabfallsammelhilfe (beide EN 13432 zertifiziert). Mitte März 2020 wurde der Versuchsansatz um 3 Knotenbeutel der Firma Rewe (Ökosackerl, OK compost HOME) ergänzt. Ende Juni 2020 wurden die Sackerl entnommen und visuell sowie mit Hilfe von FTIR-Spektroskopie untersucht.

3 ERGEBNISSE

Durch Auswertung von FTIR-Spektren wurden leichte chemische Veränderungen des heimkompostierbaren Materials (Ökosackerl) nach 4,5 Monaten im Wasser festgestellt. Rein visuell waren keine Unterschiede ausmachbar. Das Kreislaufsackerl (OK Compost HOME) war nach 10 Monaten im Wasser deutlich von einem Biofilm überzogen. Nach Reinigung des Kunststoffes konnten minimale Veränderungen der chemischen Struktur mittels FTIR-Spektroskopie detektiert werden. Jedoch war auch hier visuell keine Veränderung des Materials erkennbar. Bei der EN 13432 zertifizierten Variante waren die geringsten Veränderungen festzustellen.

4 DISKUSSION

Kompostierbare Kunststoffe sind konventionellen Kunststoffen vorzuziehen, da ein biologischer Abbau zumindest unter optimalen Bedingungen in absehbarer Zeit erfolgt. In den durchgeführten Versuchen in einem Gewässer konnten allerdings weder Zerfall noch biologischen Abbau der Kunststoffe beobachtet werden. Wenn biologisch abbaubare Kunststoffprodukte in Zukunft zur Reinhaltung unserer Ozeane beitragen sollen, benötigen wir kompostierbare Kunststoffe, die unter verschiedenen Meeresbedingungen innerhalb vorhersehbarer Zeiträume garantiert biologisch abgebaut werden. Darüber hinaus sind eine zuverlässige Kennzeichnung und klare Spezifikationen für die Zertifizierung erforderlich. Auf europäischer oder internationaler Ebene gibt es derzeit nur harmonisierte Ansätze für die industrielle Kompostierung. Wir kommen daher zu dem Schluss, dass kompostierbare Kunststoffe bislang nicht die beste Lösung für das Problem der Kunststoffabfälle sind.

LITERATUR

AWG-Rechtsbereinigungsnovelle (2019) https://www.wko.at/service/umwelt-energie/kunststofftragetaschenverbot-ab-2020-oesterreich.html.

Rauscher P. (2017) Einsatz eines FTIR-Monitorings zur Überwachung des Abbaus von biologisch abbaubaren Kunststoffen.

Residual municipal waste composition analysis – New methods for Czech waste management

J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas
Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, Brno, Czech Republic

ABSTRACT: Relevant and comparable information about municipal waste composition is essential for waste management modelling and planning at all territorial administration levels. Relevant information of the municipal waste composition and quality forecasts of the future composition are crucial for the development of relevant models and plans in the field of waste management, e.g. techno-economic models of MW treatment units (sorting line, transfer station, energy recovery or waste collection system modelling) and also complex business models (previously presented Flow Task Tool) concerning specific investments in waste management.
In the European Union, the European Commission seeks to support a vision of the circular economy, as summarized in the Circular Economy Package from the European Commission (2015). Developments in EU waste management are heading towards the unified European Reference Model on Waste (Eunomia Research & Consulting 2015). This situation will affect the development of new methodologies for municipal waste composition analyses in individual European Union Member States. Therefore, there is a project under the Ministry of Environment of the Czech Republic, leading to a proposal for a new Czech certified methodology. Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, is the coordinator of this project. The aim is to provide a methodology that provides basic data for complex statistical processing and enables relevant forecasting of the development of municipal waste composition.

1 INTRODUCTION

Statistically valuable information about municipal waste (MW) composition is necessary for waste management (WM) models and plans at all territorial or business levels. Differently detailed and demanding methods for analysing the composition of municipal waste and residual municipal waste are applied in the world and in the European Union. Data from individual studies can provide different and difficult to compare information on the composition of municipal waste and especially residual municipal waste, making it difficult to plan operation of treatment units or a complex business models in the field of waste management. Current trends in in EU waste management development are heading towards an unified European Reference Model on Waste (Eunomia Research & Consulting 2015). This situation will affect the development of new methodologies for MW composition analyses in individual EU Member States.
Relevant information about MW composition and proper forecasting of MW composition is crucial for relevant technical and economical modelling and business planning in the field of waste management. These include techno-economical models of MW treatment units, e.g. sorting line, transfer station, energy recovery, waste collection and transport or a regional waste collection and treatment system modelling (Kropáč et al. 2018) and complex business models concerning specific investments in waste management.
In this context, there is a project under the Ministry of Environment of the Czech Republic. The aim of the project is a proposal for a new Czech certified methodology,

when Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, is the coordinator.

2 METHODS

The up-to-date European background for MW composition analysis is a so-called SWA-Tool (iC consulenten ZT GmbH 2004), which is not obligatory and does not meet current WM requirements. The SWA-Tool is a comprehensive inventory of related knowledge and it aims to standardize procedures in EU Member States. The document provides 24 general recommendations concerning especially the required accuracy of the study, stratification criteria, collection and sorting procedures for samples, and the statistical background for processing the analysis results.
In the USA, methods for determining the composition of waste have been under development since the 1960s. The American Society for Testing and Materials (ASTM) method was last updated in 2016 under ASTM D5231-92 (ASTM 2016).

2.1 Up-to-date MW Analysis Methods

A most complex overview is the paper from Dahlén & Lagerkvist (2008), which provides descriptions of methodologies from around the world. The paper presents mainly physical sampling procedures, other (outdated) procedures are also mentioned. The findings from Dahlén & Lagerkvist were complemented by data from the UK (Defra 2008) (Annex 5 - Review of Waste Auditing Methodologies), which provides a tabular review of methods.

- Stratification background in order to obtain representative data (a procedure for establishing a sampling schedule for a specific locality or region).
- Way of presentation and specification of measurement accuracy.
- Place of sampling within MW treatment.
- Homogenization and sub-sampling of MW samples (usually “quartering”).
- The scope and range of monitored components and sorting levels.
- Sorting method, when manual sorting and screening is the most common.
- Subsequent laboratory tests.

There are differently detailed and demanding up-to-date methods for analysing the composition of residual MW. In particular, these parts of the methodologies were monitored and considered when designing the new Czech methodology:

- The French MODECOM methodology (Montejo et al. 2011, Wavrer 2008) recommends at least 2 tons of waste from a minimum of 5 MW collection vehicles. Manual sorting and screening is recommended to analyse a 500 kg sample.
- Finnish Nordtest methodology (1995) and Swedish NSR methodology (1997) have been described by (Dahlén et al. 2007). The main sample corresponds to collection vehicle volume with subsequent sub-sampling.
- The Dutch RIVM (1995) combines manual and mechanical procedures, this resulted in an in-depth method demanding both cost and analysis equipment (Cornelissen & Otte 1993).
- The Swiss SAEFL methodology (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 2003) determines factors for stratification evaluation: socio-economic factors, geographical location, tourism, seasonality and separate collection of biowaste.
- In Austria and Germany, there are methodologies at the level of individual provinces. Usually sampling from collection vehicles is used, followed by a procedure for sorted sub-sample homogenization and separation. Sorting is done manually and with sieves. Currently, standardization of procedures and revision

of methodology has been carried out in Austria in 2017 and 2018. Sampling from containers is preferred and stratification procedures are established.
- In Scotland, Guidance on the Methodology for Waste Composition Analysis has been published (Zero Waste Scotland 2015). Procedures for study accuracy determination are set based on the number of samples. Manually sorted samples are taken from collection containers. The method has been developed under the auspices of the Environment Agency of England and Wales (Burnley et al. 2007) and it specifies stratification parameters that affect the amount and composition of waste.

2.2 MW Analysis Methods in Czech Republic

The first steps in MW analysing refer to the 1970s. The development has resulted in the "VÚMH" methodology in the 1990s and in the "720/2/00" methodology from 2003. Most of available Czech studies refer to the methodology established in 2008 under project SP/2f1/132/08 (Benešová et al. 2009). These Czech methods consist of:
- the main sample is based on the content of a collection vehicle volume (6 to 8 t).
- the sorting sample is about 200 kg (or alternatively 1 m^3) and it is recommended to extract the sorting sub-sample from the main sample by "quartering".
- screening of the sorting sub-sample on 40, 20 and 8 mm sieves.
- classification is based on manual sorting, three levels of classification are monitored; the first level consists of 11 components of above-screen fractions: paper and cardboard, plastics, glass, metals, bio-waste, textiles, mineral waste, hazardous waste, combustible waste, electrical equipment, fine fraction.
- building types in MW production territory are monitored: rural, villa, mixed (housing estate, small town) and housing estate, large town.
- stratification instructions and proper statistical evaluation is not mentioned.

3 RESULTS

The new Czech methodology aims to enable not only comparison of values from individual studies, but above all statistical evaluation of the expanding dataset of results and further, to enable subsequent forecasting. Current work corresponds to the working phase of the new method proposal which represents mainly testing of individual procedures and stratification and statistic evaluation proposal. The new methodology should enable not only comparison of values from individual studies, but above all statistical evaluation of the expanding dataset of results and subsequent forecasting.
The main characteristics of the proposed new Czech methodics are:
- Sampling from MW collection containers in accordance with European SWA-Tool (iC consulenten ZT GmbH 2004).
- Manual sorting and screening on 40 mm sieve. The first two levels of sorting focuse mainly on the material composition and the portion of packaging materials. There are only recommendations for classification on third sorting level (a possibility for specific aims of individual studies).
- There are discussions and practical tests about the additional use of sieves 20 mm and/or 10 mm in order to obtain samples for laboratory testing.
- Standard deviations will be part of the results presentation. The methodology will also include instruction for the necessary number of measurements in relation to the accuracy of the analysis and in relation to sorted MW volume.
- Three levels of stratification are proposed. The first level consists in the classification of all Czech municipalities according to specific statistical indicators (e.g. average household size, municipality size, specific commuter balance, tourism,

heating methods and other socio-economic indicators). The second stratification level consists in the determination of representative localities (streets or districts) within municipalities. The third stratification level is a random selection of representative containers for MW sampling.

4 CONCLUSION

A new Czech methodic is proposed by Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, for the Czech Ministry of Environment. The main characteristics of the proposed methods and a three-level approach for stratification are presented. Presentation of analysis results in accordance with the statistical requirements is mentioned. The aim is to offer a methodology that provides basic data for complex technical and economical evaluation and enables relevant forecasting in the field of MW treatment.

REFERENCES

ASTM D5231-92 (2016) Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste (D5231-92). ASTM International, West Conshohocken, USA.

Benešová et al. (2009) Metodika vzorkování a analýz skladby směsného domovního odpadu. SP/2f1/132/08, UK v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. Available at: http://www.komunalniodpad.eu/download/Metodika_vzorkovani.pdf

Burnley S.J., Ellis J.C., Flowerdew R., Prosser H. (2007) Assessing the composition of municipal solid waste in Wales. Resources, Conservation and Recycling 49 (3), 264-283.

Cornelissen A.A.J. & Otte P.F. (1993) Physical investigation of the composition of household waste in the Netherlands. Available at: https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/776201011.pdf

Dahlén L., Lagerkvist A. (2008) Methods for household waste composition studies. Waste Management 28 (7), 1100-1112.

Dahlén L., Vukicevic S., Meijer J.E., Lagerkvist A. (2007) Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden. Waste Management 27 (10), 1298-1305.

Defra (2008) Municipal Waste Composition: Review of Municipal Waste Component Analyses - WR0119, Annex 5 – Review of waste auditing methodologies. Available at: http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WR0119_8657_FRA.pdf

Eunomia Research & Consulting (2015) Development of a Modelling Tool on Waste Generation and Management - Annex 8: An Overview of the European Reference Model on Waste.

European Commission (2015). Circular-economy package. European Commission, Brussels, Belgium. <http://ec.europa.eu/environment/waste/target_review.htm>.

iC consulenten ZT GmbH (2004) Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool) User Version. Available at: https://www.wien.gv.at/meu/fdb/pdf/swa-tool-759-ma48.pdf

Kropáč J., Gregor J., Pavlas M. (2018) Waste-to-Energy Role in Circular Economy Concept - Modelling Approach. Proceedings of Recy&Depo Tech 2018, 6.11.2018, Leoben, Austria.

Montejo et al., 2011 Montejo C., Costa C., Ramos P., del Carmen Márquez M. (2011) Analysis And Comparison Of Municipal Solid Waste And Reject Fraction As Fuels For Incineration Plants. Applied Thermal Engineering 31 (13), 2135-2140.

Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (2003). A survey of the composition of household waste 2001/02. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/waste/publications-studies/publications/composition-household-waste-2001-02.html>

Wavrer P. (2008) New MSW sampling and characterization methodologies. Conference „Reliable data for waste management“, 25. 9. 2008, Wien, Austria.

Zero Waste Scotland (2015) Guidance on the Methodology for Waste Composition Analysis. Zero Waste Scotland, Great Britain. Available at: https://www.zerowastescotland.org.uk/sites/default/files/WCAMethodology_Jun15.pdf

Untersuchung der Heterogenität von bromierten Flammschutzmitteln in Kunststoffen aus EAGs

A. Jandric, F. Part, M. Huber-Humer, S. Salhofer, & C. Zafiu
Universität für Bodenkultur Wien, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Elektroaltgeräte können bromierte Flammschutzmittel (BFR) enthalten, die eine Gefahr für die menschliche Gesundheit und die Umwelt darstellen. Darüber hinaus reduzieren Br-haltige Kunststoffe das Recyclingpotenzial von Elektroaltgeräten. Aus diesen Gründen konzentriert sich diese Studie auf den Nachweis und die Quantifizierung von Brom auf der Ebene der Kunststoffkomponenten und Kunststofftypen. Dazu wurden 11 verschiedene Typen von Elektro- und Elektronikaltgeräten untersucht. Nach der Probenahme wurden die Geräte manuell zerlegt und anhand der Funktionalität der Komponenten (z.B. Ober- und Untergehäuse, Bildschirm, Tastaturknöpfe etc.) kategorisiert. Die Gesamt-Br-Konzentration in jeder einzelnen Kunststoffkomponente wurde durch die Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt, die Kunststoffzusammensetzung wurde entweder durch visuelles Screening des Recyclingcodes oder durch Fourier-Transform-Infrarotspektroskopie (FTIR) gewonnen. So konnte der Bromgehalt in Abhängigkeit vom Geräte- und Kunststofftyp sowie vom Produktionsjahr dargestellt werden.

1 EINLEITUNG

Die Elektrogeräte setzen sich aus mehreren verschiedenen Typen von Kunststoffen zusammen, welche unterschiedliche Funktionen wie Gehäuse, Struktur- und Funktionsteile, Schallisolierung usw. erfüllen. Die Elektrogeräte setzten sich im Allgemeinen zu etwa 30 % aus Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), 25 % hochschlagfestem Polystyrol (HIPS), 10 % Polyamid (PA), 9 % Polycarbonat (PC)/ABS-Blends, 8 % Polypropylen (PP), 7 % Polyphenylenether (PPE) und anderen zusammen. Darüber hinaus enthalten alle Polymertypen funktionelle Füllstoffe und Additive, die die technischen Anforderungen hinsichtlich Farbe (Pigmente), Plastizität (Weichmacher), Reduzierung der Entflammbarkeit (Flammschutzmittel) und andere erfüllen. Insbesondere Flammschutzmittel sind in vielen Fällen unverzichtbare Kunststoffadditive, um die Brennbarkeitsnormen für Elektrogeräte zu erfüllen. Wenn ein Kunststoffteil einem Temperaturstress ausgesetzt wird, setzen die bromierten Flammschutzmittel (BFRs, eng. Brominated Flame Retardants) Radikale frei, die wiederum mit Sauerstoff reagieren und die Brandentstehung wirksam verlangsamen. Aus diesem Grund wurden die BFRs in den Polymeren für Elektro- und Elektronikgeräte aufgrund ihrer hohen Flammschutzeffizienz, der allgemeinen Praxistauglichkeit und des vergleichsweise niedrigen Preises in großem Umfang eingesetzt. Die am häufigsten verwendeten BFRs in Polymeren wie HIPS oder ABS sind polybromierte Diphenylether und Biphenyle (PBDE und PBB), Hexabromcyclododecane (HBCD) und Tetrabrombisphenol A (TBBPA), während Hexabrombiphenyl (Hexa-BB) sowie Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta-, Octa- und Deca-BDE-Formulierungen seit 2008 weltweit verboten sind.
Die Entsorgung von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten (EAGs) in der EU wird derzeit von zwei oft gegensätzlichen Prinzipien geprägt: auf der einen Seite steht die Limitierung des Inverkehrbringens, der Verwendung, und des Recyclings von BFR-haltigen

Kunststoffen (Richtlinie 2011/65/EU und Verordnung Nr. 1907/2006), andererseits fördert die EAG-Richtlinie (Richtlinie (EU) 2017/19/EU) die Erhöhung von Recyclingquoten, welche ab 2019 zwischen 65 und 85 Gew.-% pro Gerätekategorie beträgt.
Um diese Diskrepanz zwischen strengen Grenzwerten und erhöhten Recyclingquoten schließen zu können, müssen BFR-haltige Kunststoffbauteile zeitnah und wenn möglich bereits am Anfallsort identifiziert und somit von Recyclingprozessen ausgeschlossen werden. Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen dieser Studie ungefähr 1000 Kunststoffproben aus insgesamt 11 EAG-Typen auf ihren Kunststofftyp und Bromgehalt untersucht. Die Ergebnisse könnten Recycling-Unternehmen helfen, Gerätekategorien aus EAG Abfallströmen zu identifizieren, die hohe Bromgehalte aufweisen oder einheitliche und wertvolle Kunststofftypen enthalten. Auf Basis dieser Ergebnisse können kontaminierte Gerätekategorien und –bauteile vom Recyclingprozess ausgeschlossen werden und eine bessere Homogenität dieses Abfallstroms erreicht werden.

2 METHODE

In einem ersten Schritt wurden 11 Gerätetypen bei einem österreichischen Recyclingunternehmen gesammelt. Die entnommene Probe umfasst 70 PC-Gehäuse, 56 PC-Mäuse, 53 PC-Tastaturen, 70 Staubsauger, 70 Druckernetzteile, 50 elektrische Zahnbürsten, 14 Smartphones, 18 Mobiltelefone ohne Touchscreen, 5 Waschmaschinen, 5 Geschirrspüler und 29 kleine Haushaltselektrogeräte. Anschließend wurden die Geräte manuell zerlegt und in ihre funktionellen Kunststoffelemente getrennt. Die Kunststofftypen wurden entweder anhand der internationalen Recycling Codes (eng. Resin Identification bzw. Recycling Code, kurz RIC) identifiziert oder wenn die RIC Bezeichnung nicht vorhanden war, wurden solche Bauteile mittels Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (ATR-FTIR, Bruker) nach Kunststofftypen analysiert. Zum Nachweis von bromhaltigen Flammschutzmitteln wurde ein portables Röntgenfluoreszenzgerät verwendet (XL3T950, Thermo Scientific Portable Analytical Instruments Inc., Tewksbury, USA).

3 ERGEBNISSE

3.1 Kunststofftypen in Elektroaltgeräten

Mittels RIC-Screening und FTIR-Spektrometer konnten ungefähr 1000 Kunststoffproben analysiert werden. Dabei wurden insgesamt 27 unterschiedliche Kunststofftypen identifiziert. Es wurde festgestellt, dass ABS mit 42 % den häufigsten Kunststofftyp darstellt. Weiterhin setzen sich die untersuchte EAGs zu 10 % aus ABS/PC-Blends, 8 % PP, 7 % aus HIPS, 7 % aus PS, 4 % aus PC, 3 % aus ABS/PMMA (Polymethylmethacrylat), und 2 % aus PMMA (2%) zusammen. In die Kategorie „Andere“ fallen insgesamt 18 Kunststofftypen deren Häufigkeit geringer als 1,5 % ist (sehe Abb. 1). Die detaillierten Ergebnisse der Kunststofftypen innerhalb der einzelnen EAG Typen wurde in der Studie von Jandric et al (2019) vorgestellt.

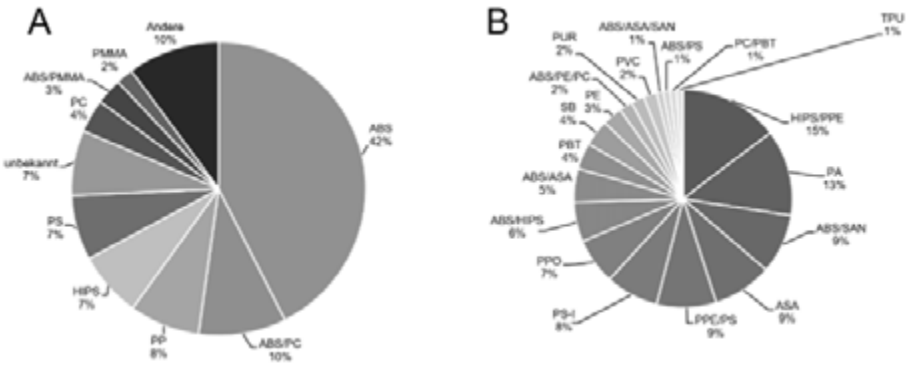


Abb. 1: Die relative Verteilung von Kunststofftypen in untersuchten EAGs.

3.2 Bromgehalt in Elektroaltgeräten

Die Auswertung der RFA-Daten hat ergeben, dass in ca. 33 % aller Proben Brom nachgewiesen werden konnte, wobei 5,3 % aller Proben Brom über 820 ppm (RoHS-Grenzwert) und 2,5 % über 2000 ppm (WEEE-Richtlinie) enthielten. Das arithmetische Mittel des Gesamtbromgehalts aller Kunststoffproben betrug 237 ppm. Abb. 2 zeigt den Bromgehalt für alle 11 Gerätetypen (Gesamt, n = 1008 Kunststoffproben). Die detailliertere Analyse sowie die analytische Methodenentwicklung und der Bromgehalt nach einzelnen Bauteilen wurde in der Studie Jandric et al. (2020) veröffentlicht.

Das Box-Whisker Diagramm zeigt eine hohe Heterogenität des Br-Gehalts innerhalb und zwischen den spezifischen Arten von Elektroaltgeräten. Eine Ausnahme bilden elektrische Zahnbürsten, die insgesamt einen niedrigen Br-Gehalt in all ihren Komponenten aufweisen. Keine der untersuchten Zahnbürstenkomponenten überschritt auch nur den unteren Referenzwert von 240 ppm. Die Mehrheit der Kunststoffteile von Staubsaugern und PC-Mäusen wiesen ebenfalls niedrige Br-Gehalte auf, und nur eine begrenzte Anzahl von Ausreißern überschritt den Wert von 240 ppm. Eine größere Anzahl, aber immer noch nicht die Mehrheit der Teile mit hohen Br-Gehalten findet sich in Tastaturen und in PC-Gehäusen. Im Gegensatz zu den anderen Geräten wiesen Stromversorgungseinheiten die höchsten Br-Gehalte auf, wobei mehr als 25 % aller untersuchten Teile Br-Gehalte > 240 ppm aufwiesen und 10 % sogar über dem Referenzwert von 2130 ppm lagen. Folglich überschreiten diese 10 % mehr als das 2,6-fache der Grenzwerte gemäß der RoHS-Richtlinie und der REACH-Verordnung.

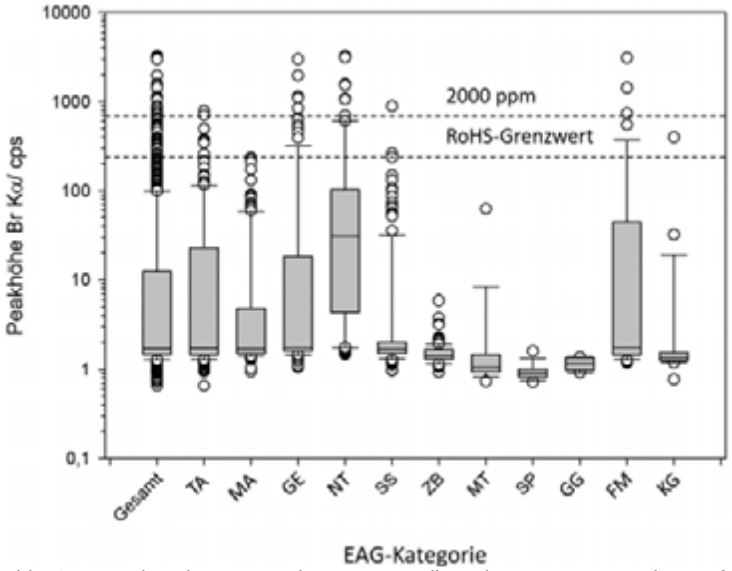


Abb. 2: Box-Plot-Diagramme der Bromverteilung im gesamten Probenumfang (Gesamt, n = 1008) und in den einzelnen EAG-Kategorien: PC-Tastaturen (TA), -Mäuse (MA), -Gehäuse (GE), Druckernetzteile (NT), Staubsauger (SS), elektrische Zahnbürsten (ZB), Mobiltelefone ohne Touchscreen (MT), Smartphones (SP), große Haushaltselektrogeräte (GG), Flatscreen-Monitore (FM) und kleine Haushaltselektrogeräte (KG).

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Das vorgestellte Analyseverfahren der RFA auf der Ebene von Gerätetypen und Kunststoffkomponenten ermöglicht die Identifizierung von Brom Hotspots in großen Probenmengen. Aufgrund des hohen Detaillierungsgrades des Analyseverfahrens, könnte man in der Praxis einzelne Geräte oder Komponenten mit hohem Bromgehalt direkt vor Ort aussortieren. Eine solche Vorsortierung und Schadstoffentfrachtung auf der Ebene der Gerätetypen würde die Erzeugung von homogeneren und Brom unbelasteten Kunststofffraktionen ermöglichen. Kunststoffkomponenten mit hohen Brom Konzentrationen, z.B. Netzteile oder PC-Gehäuse, könnten so vor der Zerkleinerung entfernt werden, während der größere Kunststoffabfallstrom mit geringeren Brom Konzentrationen, wie z.B. elektrische Zahnbürsten oder PC-Mäuse, direkt als Inputmaterial für das Recycling verwendet werden. Dies würde zu einer geringeren Gesamtkonzentration an Brom und einer höheren Qualität des endgültigen Recyclingprodukts führen. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass die wirtschaftlichen und ökologischen Vorteile solcher aufwendigen (manuellen) Vorsortierungsverfahren in weiteren Studien genauer untersucht werden müssen.

LITERATUR

Jandric, A., F. Part, N. Fink, V. Cocco, F. Mouillard, M. Huber-Humer, S. Salhofer & C. Zafiu (2020) *Investigation of the heterogeneity of bromine in plastic components as an indicator for brominated flame retardants in waste electrical and electronic equipment with regard to recyclability.* Journal of Hazardous Materials, 390, 121899.

Jandric, A., F. Part, N. Fink, M. Huber-Humer, S. Salhofer & C. Zafiu (2019) *Bromierte Flammschutzmittel in Elektroaltgeräten: Untersuchung der Brom-Konzentration nach Kunststofftypen und Gerätekategorien mittels Röntgenfluoreszenzanalyse*. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft.

Circular by Design (CbD) - Ressourcenwende über nachhaltiges Produktdesign am Fallbeispiel Kühl-/Gefriergeräte

S. Raatz & M. Heibeck
Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf, Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie, Freiberg, Deutschland

M. Bickel & C. Liedtke
Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH, Wuppertal, Deutschland

C. Tochtrop
Folkwang Universität der Künste, Fachbereich Gestaltung, Industriedesign, Essen, Deutschland

M. Schliack
Liebherr-Hausgeraete Ochsenhausen GmbH, Industrial Engineering Corporate Responsibility, Ochsenhausen, Deutschland

S. Förster
BEC Becker Elektrorecycling Chemnitz GmbH, Chemnitz, Deutschland

M. Wächter & J. Irmer
EKM Entsorgungsdienste Kreis Mittelsachsen, Freiberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Ziel von „Circular by Design“ besteht in der Entwicklung eines kreislauffähigen Produktdesigns für Kühl-/Gefriergeräte, das neben Energieeffizienz auch auf Ressourceneffizienz hin optimiert ist. Mit dem durch das BMBF geförderten Projekt soll die tatsächlich machbare Umsetzung von zirkulärem Design, zum einen mit dem Fokus auf Repair/Reuse und zum anderen auf möglichst geschlossene Recyclingpfade, demonstriert werden.
Die Zusammenführung der Ressourceneffizienzanalyse mit dem technologieorientierten und simulationsbasierten „Design for Recycling“-Modell soll künftig die Vorhersage eines für eine vollständige Kreislaufführung geeigneten Produktdesigns erlauben. Es werden die derzeitigen Verluste beim Erfassen und Recycling eines Kühl-/Gefriergerätes auf verschiedenen Ebenen quantifiziert, Ressourceneffizienzpotentiale dargestellt und auf dieser Basis ein Produktdesign entwickelt, dessen Materialzusammensetzung ein möglichst vollständiges Recycling sowie Reuse erlaubt.

1 EINLEITUNG

Um zukünftig eine stabile Versorgung der deutschen Wirtschaft mit Rohstoffen sicherzustellen, bedarf es dringend eines Umdenkens in der Rohstoffnutzung und beim lebenszyklusweiten Stoffstrommanagement. Im Jahr 2010 wurden beispielsweise nur 14 Prozent der in Deutschland eingesetzten Rohstoffe aus Schrott gewonnen, bei Recyclingkosten von über 50 Milliarden Euro. Für Metalle wie Aluminium, Stahl oder Kupfer, die sich in vielen Konsumgütern befinden, lag der Anteil an Sekundärrohstoffen bei der Gesamtproduktion in Deutschland im Jahr 2016 gerade einmal bei 40 Prozent (Europäische Kommission, 2016). Eine wesentliche Ursache dafür ist, dass bei der Herstellung bzw. Neukreation von Produkten (Produktdesign) die Kreislauf- und Recyclingfähigkeit am Lebenszyklusende (EoL) bisher kaum mitgedacht wird. Hier setzt das Projekt „Circular by Design“ an, um an einem konkreten Haushaltsprodukt zu zeigen, welche Materialeffizienzpotenziale im

Hinblick auf die Rückgewinnung der enthaltenen Rohstoffe, sowohl bezüglich des konstruktiven Produktdesigns als auch der Materialauswahl, vorhanden sind. Ausgehend von dem derzeitigen insbesondere auf Energieeffizienz ausgerichteten Referenzprodukt soll anhand der Quantifizierung der tatsächlichen Verluste gezeigt werden, an welchen Stellen die Rohstoffe verloren gehen, wie diese Verluste durch ein geeignetes Produktdesign reduziert und Rohstoffe langfristig im Kreislauf gehalten werden können.
Das Projekt CbD wird im Rahmen der Fördermaßnahme „Ressourceneffiziente Kreislaufwirtschaft – Innovative Produktkreisläufe (ReziProK)“ gefördert. „ReziProK „ ist Teil des BMBF-Forschungskonzeptes „Ressourceneffiziente Kreislaufwirtschaft“ und unterstützt Projekte, die Geschäftsmodelle, Designkonzepte oder digitale Technologien für geschlossene Produktkreisläufe entwickeln.
Das Projekt startete im Juni 2019 und besteht aus fünf Arbeitspaketen. Die Herangehensweise wird im Folgenden kurz skizziert.

2 DESIGNKONZEPTE FÜR DIE KREISLAUFFÜHRUNG

2.1 Living-Lab-Design-Prozess

Bei der Designentwicklung werden in einem Living-Lab-Prozess neben den wirtschaftlichen Akteuren (wie Produzenten und Verwertern) auch Konsumenten und kommunale Akteure einbezogen, da eine Umsetzung in der Nutzen- und Recyclingphase regionalwirtschaftlich erfolgen muss. Die gemeinsam zu entwickelnden Designoptionen werden dann hinsichtlich ihres Ressourceneffizienzpotenzials sowie weiterer ökologischer und ökonomischer Auswirkungen analysiert und verglichen. Es wird gezeigt, welche Ressourceneffizienzpotentiale ein „Circular Design“ haben kann.
Grundlage ist dabei u.a., ein umfassendes soziotechnisches und kulturgeschichtliches Verständnis von Kühl-/Gefrierkombinationen und deren Herstellungs-, Vertriebs-, Nutzungs- und Entsorgungskontextes zu erlangen, um mittels Akteursintegration Gestaltungspotenziale für neue kreislaufwirtschaftliche Konzepte/Produktsysteme für das Kühlen im Haushalt zu ermitteln (Abb. 2-1). Unter anderem wird die Geschichte von Frost und Kälte im Schrank untersucht, soziale Praktiken bei der Lagerung von Lebensmitteln in Haushalten beobachtet, rechtliche Grundlagen des Elektrorecyclings und der Recyclingprozess von Kühlschränken analysiert.
Nach einer breiten Recherche- und Konzeptionsphase entwickeln die Projektpartner eigene zirkuläre Kühlsysteme. Dabei betrachten sie unterschiedliche Aspekte des Kühlens und nehmen Themen, wie das Kühlen mit Hilfe von Low-Tech-Technologien, Modularität für eine Verlängerung des Produktzyklus, Veränderung von Einkaufspraktiken oder auch das Kühlen als Service in den Fokus.

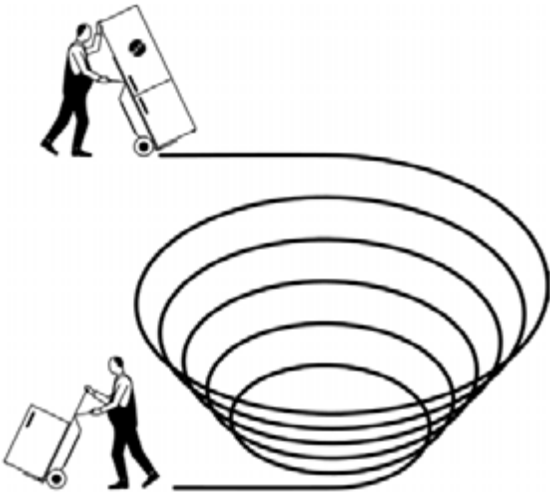


Abb. 1: Ein betrachtetes Szenario wird neben einer verbesserten Kreislaufführung beispielsweise durch veränderte Einkaufspraktiken auch zu deutlich kleiner werdenden Kühlgeräten führen.

2.2 Bewertungs- und Entscheidungstool

Der Recyclingprozess eines Kühlgerätes wird virtuell mithilfe einer Prozess-Simulation auf Mikroebene abgebildet. Abb. 2-2 zeigt das konzipierte Grundschema des Datenaustauschs auf Mikroebene. Es gibt ein virtuelles Produkt „Kühlgerät", das in einem virtuellen Recyclingprozess aufbereitet wird.

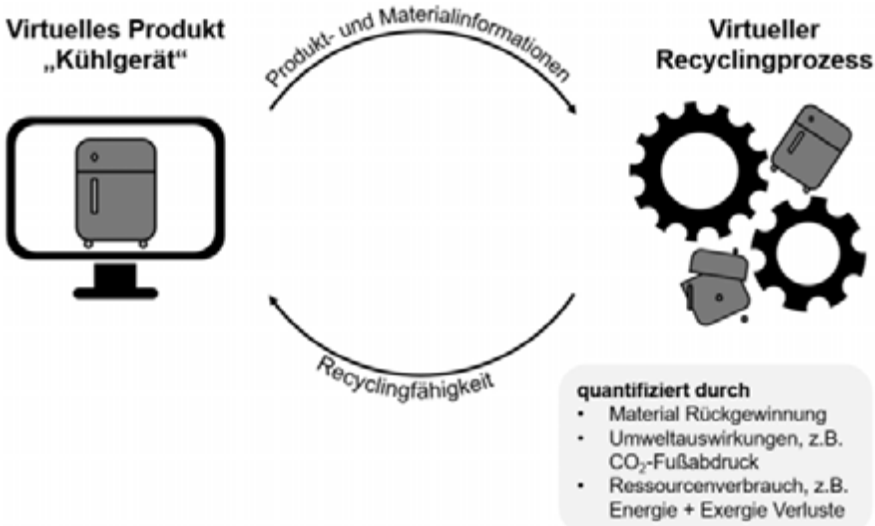


Abb. 2: Grundschema des Datenaustauschs auf Mikroebene: Das virtuelle Produkt wird im virtuellen Recyclingprozess aufbereitet. Das Feedback über die Recyclingfähigkeit ist Ausgangspunkt für ein Re-Design.

Der Recyclingprozess beinhaltet sowohl die physikalische Erstbehandlung für Kühlgeräte (Zerkleinerung und Vorsortierung) als auch die weitere Aufbereitung der

Stoffströme (z.B. metallurgische Aufbereitung) und wird durch Prozess-Simulation abgebildet. Die Prozess-Simulation benötigt als Eingabe detaillierte Produkt- und Materialinformationen des Kühlgerätes und liefert als Ergebnis Aussagen über die Recyclingfähigkeit des Kühlgerätes, quantifiziert durch Indikatoren für Material-Rückgewinnung, Umweltauswirkungen und Ressourcenverbrauch. Auf Basis dieses Schemas kann die Recyclingfähigkeit verschiedener Kühlgeräte-Designs auf Mikroebene verglichen und das nachhaltigste „Design for Recycling“ identifiziert werden.
Als Referenz-Kühlgerät wird zunächst ein vom Hersteller und Projektpartner Liebherr bereitgestelltes Haushaltskühl- und –Gefriergerät verwendet. Im weiteren Projektverlauf werden an dieser Stelle verschiedene Designszenarien durchlaufen, indem Informationen zu neuen, im Projektkontext erarbeiteten Kühlgeräte-Designs eingesetzt werden. Die Informationen zur Kühlgeräte-Zusammensetzung werden dabei auf drei Ebenen erfasst: Bauteil-, Material- und Elementzusammensetzung. Abb. 2-3 zeigt die Zusammensetzung der Kühlgeräte auf Bauteilebene, bzw. übergeordneten Baugruppen.



Abb. 3: Zusammensetzung eines Kühlgerätes auf Baugruppen und -teilebene. Die grau hinterlegten Bauteile werden mit ihrer Materialzusammensetzung an die Prozess Simulation für das Recycling übergeben.

Jedes Bauteil besteht aus einem oder mehreren Materialien, z.B. setzt sich das Bauteil Hebelgriff in etwa aus den Materialien 36 % Aluminium-Legierung 6061, 32 % Zink-Legierung, 17 % POM, 10 % ABS und 5 % verzinktem Stahl zusammen. Jedes Material hat wiederum eine spezifische chemische Elementzusammensetzung. Beispielsweise hat die Aluminium-Legierung 6061 die Elementzusammensetzung von 97,4 % Al, 0,8 % Mg, 0,6 % Si, 0,5 % Fe und 0,2 % Cu. Die Detailebene der Elementzusammensetzung ist dabei die Basis für die Ermittlung der Element-Rückgewinnungsraten.
Der virtuelle Recyclingprozess setzt sich aus zwei Stufen zusammen: Physikalische Erstbehandlung (Zerkleinerung und Vorsortierung) und weitere Aufbereitung (z.B. pyrometallurgische Behandlung). Die kombinierte Betrachtung beider Stufen ist von hoher Bedeutung, da der Trennerfolg der physikalischen Erstbehandlung (als Ergebnis aus Aufschlussverhältnissen nach der Zerkleinerung und Sortiereffizienz) über die Qualität (Sortenreinheit) der intermediären Recycling-Stoffströme entscheidet, was wiederum die Materialrückgewinnung in der weiteren (metallurgischen) Aufbereitung wesentlich beeinflusst. Der Recyclingprozess wird

deshalb mithilfe von Prozess-Simulationen virtuell durch Flowsheets abgebildet, in denen alle notwendigen Prozessschritte integriert sind und bei denen jeweils an jedem Schritt die detaillierte Informationen über die Materialzusammensetzung und -qualität (Verbindungen und Verunreinigungen) existieren.
Die Prozess-Simulation erfordert in jedem Prozessschritt die Verteilung der Stoffe (auf Detailebene der Materialien und/oder Bauteile) auf die jeweiligen Output-Stoffströme. Dadurch ist eine geschlossene Massenbilanz im Simulationsmodell stets sichergestellt. Als Software wird hierzu u.a. HSC Chemsitry (Outotec) verwendet.
Ebenso wie die Recyclingphase müssen die Material- und Energieströme sowie die damit verbundenen ökologischen Wirkungen in der Herstellungs- und Nutzungsphase ermittelt werden. Diese Auswertung erfolgt anhand klassischer Methoden der Lebenszyklusanalyse mittels der Software OpenLCA in Kombination mit der ecoinvent Datenbank.

2.3 Transitionspfade

Im Hinblick auf gesellschaftliche Transitionspfade wurde in einem ersten Schritt der Fokus auf die rechtlichen Rahmenbedingungen, insbesondere die Normierung im Hinblick auf zirkuläre Wertschöpfung, gelegt. Dabei sollen unter anderem Zielkonflikte aufgezeigt werden, die sich aus den unterschiedlichen Anforderungen im Bereich Brandschutz, Lebensmittelsicherheit oder Recyclingfähigkeit ergeben. Zudem sollen Erfolgs- bzw. Hemmnisfaktoren für einzelne Akteure entlang der gesamte Wertschöpfungskette im Hinblick auf zirkuläres Design und von Produkt-Dienstleistungssystemen identifiziert werden. Die Praxispartner leisten gerade auch an dieser Stelle sehr wertvolle Unterstützungsarbeit.
Die Zusammenstellung relevanter Normen und Rahmenbedingungen für Kühl-/Gefriergeräte wurde angestoßen, die im Kontext zirkulärer Wertschöpfung relevant sind. Dabei wurden sowohl Normen und Rahmenbedingungen berücksichtigt, die zirkuläre Wertschöpfung fördern als auch solche, die diesem Ansatz entgegenstehen. Beispielweise stehen aktuelle Flammschutzvorgaben dem Kunststoffrecycling entgegen. Die Anforderungen haben sich insbesondere nach dem Gebäudebrand im Grenfell-Tower verschärft, welcher durch den Brand eines Kühlschrankes ausgelöst wurde.
Beispielhaft sind im Folgenden (nicht abschließend) einige relevante Normen / Rahmenbedingungen aufgelistet:

- Ökodesign-Richtlinie 2009/125/EG,
- Ökodesign-Richtlinie, ecodesign requirements 2019,
- EN 2008/98/EG,
- Abfallrahmenrichtlinie (EU),
- WEEE-Richtlinie 2012/19/EU,
- KrWG,
- BImSchG,
- ElektroG,
- TA Luft,
- VDI 2243 ,
- Normungsreihe DIN EN 4555x,
- DIN CENELEC 60625,
- IEC/TR 62635:2012Liste,
- ...

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Im Ergebnis des hier kurz vorgestellten Projektes wird ein übertragbares Designkonzept zur Kreislaufführung der verwendeten Materialien von Konsumgütern am Beispiel eines Kühl-/Gefriergerät-Prototyps erwartet. Betrachtet man beispielsweise den Anteil von Stahl, Kupfer und Aluminium, machen diese zusammen fast 35 Prozent des Gewichtsanteils in zu recycelnden Kühl-/Gefriergeräten aus, dazu kommen Kunststoffe mit einen Gewichtsanteil von etwa 30 Prozent. Das entspricht einem durchschnittlichen Materialwert an Sekundärrohstoffen von rund 25 Millionen Euro pro Jahr, allein für die produzierte Gerätetonnage nur eines Kühlgeräteherstellers. Diese Zahl weist auf das enorme Einsparpotenzial hin, das durch eine Reduzierung des Materialeinsatzes, die Substitution nicht nachhaltiger Materialien, die Verbesserung der Erfassung der metallischen Abfälle sowie eine Erhöhung des Anteils sekundärer Rohstoffe bei Konsumgütern erreicht werden kann.

LITERATUR

Liedtke, C., Baedeker, C., Hasselkuß, M., Rohn, H., Grinewitschus, V. (2015). User-integrated innovation in Sustainable LivingLabs: an experimental infrastructure for researching and developing sustainable product service systems. Journal of Cleaner Production, 97, 106-116. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.070

Reuter, M. A., van Schaik, A. (2015). Product-Centric Simulation-Based Design for Recycling: Case of LED Lamp Recycling. Journal of Sustainable Metallurgy, 1, 4-28. https://doi.org/10.1007/s40831-014-0006-0

Wölfel, S. (2016). Weiße Ware zwischen Ökologie und Ökonomie: Umweltfreundliche Produktentwicklung für den Haushalt in der Bundesrepublik Deutschland und der DDR (Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit). München: oekom.

Tex2Mat: Recycling of industrial PA textiles to fibres and injection moulded parts

C. Holzer & U. Jenull-Halver
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria

ABSTRACT: The European Union's legal requirements regarding circular economy set a big challenge on the Austrian textile industry, which is dominated by SMEs. It is interesting to notice that "textile industry" does not necessarily mean clothes for humans but there are also manufacturers who produce technical textiles like sieves and felts for the paper and cement industry. These textiles have a complex structure and are made from various polymers. In order to avoid landfill and high costs for disposal recycling becomes a must. The project Tex2Mat aimed at connecting innovative companies and universities in order to develop recycling strategies for specially selected use cases (monofilaments and injection moulded parts for technical applications). In three case studies the partners developed a sound procedure for waste collection and recycling to ensure a constant quality and a reliable supply of recycling material. The Austrian industry profits from that project with knowhow for securing Austria as a production location, reducing the costs of raw material as well as CO_2 emission.

1 INTRODUCTION

The project Tex2Mat is a cooperation of several manufacturing companies and universities. In the course of the project two waste streams from textile companies were analysed, one was textiles made from a mixture of PET (polyethylene terephthalate) and cotton and the second one was a mixture of polyamides (PA). In this subproject regarding the PA the following members were selected in a way that all processing steps were represented along the complete value chain.

The partner in the subproject (PA) were:

- Andritz Fabrics and Rolls. (Formerly Huyck Wangner Austria GmbH), Gloggnitz,
- Starlinger & Co. GmbH, Weissenbach,
- Thermoplastkreislauf GmbH, Traiskirchen,
- Multiplast Kunststoffverarbeitung GmbH, Moosbrunn,
- Ing. Gerhard Fildan GmbH, Ebenfurt,
- Daucher Consulting, Hartberg,
- ecoplus. Niederösterreichs Wirtschaftagentur GmbH, St. Pölten,
- Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften and
- Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Kunststoffverarbeitung, Leoben.

One of the use cases was the usage of selvedges from Andritz Fabrics and Rolls. For the project selvedges entirely made from polyamides (PA 6 and PA 6.6) were selected. The aim of the first use case was to examine the usability of the polymer especially designed for the spinning process for injection moulding. Spinning requires an extremely high purity of the material, which was considered not to be possible with recyclates, therefore its suitability for injection moulding was investigated first, followed by a study regarding its use for spinning. The second use case was the recycling of the material in a spinning process. Spinning requires a very high purity of the

material and the molecular weight and weight distribution have to be in a very narrow tolerance window. If these demands are not met, the spinning process will not be stable. Spinning is a continuous process and any disturbances will lead to a stop in the production, causing high costs and considerable amounts of waste.

The amount of PA waste at Andritz is high enough (around 100 t/y) to make a recycling process economically interesting.

2 INTENTION OF THE PROJECT

The case study of the polyamide – mixture had the objective of collecting the selvedges at the looms at the production site, regranulate them and assess their quality and suitability for injection moulding and spinning according to the respective partner.

2.1 Materials collected

From the weaving process on the loom a lot of waste in form of selvedges is generated. This cannot be avoided since changing the setup of the loom between different products is a complex and time-consuming process. The material itself is a mixture of PA 6 and PA 6.6 in slightly varying compositions.
Figure 1 shows a typical example of selvedges and waste as it is collected at the looms.



Fig. 1: Typical examples of selvedges and waste from Andritz.

2.2 Use Case 1: Injection Moulding

The first study was to investigate if the recycling material is suitable for injection moulding. Usually, spinning requires a different molecular weight and weight distribution than injection moulding. Before the injection moulding trials DSC analyses were made to determine the melting point of the recycled material or ii any signs of degradation can be seen in comparison to virgin material. The injection moulding tests showed that the spinning material is very suitable for it.
A DOE (Design of experiments) with various impact modifiers was made in order to determine the influence of the impact modifiers on the material and compare the properties of the material with impact modifier to the material without impact modifiers.

The WPK conducted tensile tests and impact tests. The results of these tests showed that the mechanical properties are sufficient for the applications intended. This was important because some of the potential products like parts of a fire extinguisher and closures for clothes have high demands in the mechanical properties.
Apart from the mechanical and thermal testing, a data sheet with processing parameters was prepared. With the help of those processing parameters, the project partners were able to perform trials at their own plants and produce trial parts in larger quantities.

Tests of the products showed that the recyclate can meet the specifications for the products.

Figure 2 shows on the left hand side a technical part for a fire extinguisher, which has to withstand high pressure and high impact forces. On the right hand side, there are closures for clothes, which are due to their low wall thickness difficult to process and at the same time have to withstand relatively high forces.



Fig. 2: Technical injection moulding parts (left) and closures for clothing (right) from rPA.

2.3 Use Case 2: Spinning

The second case study was the examination if the recyclates can be spun again into fibres. The fibre spinning process requires very pure materials because even small particles or remains form the spinning and weaving finish cause the filaments to tear or the spinning nozzles to clog. Before the spinning trials the relative viscosity (RV) of the polyamide was tested. The results showed that the RV was within the specifications for a spinning process. The spinning trials were conducted by a supplier of Andritz. For first tests not pure recyclated material was used but only mixtures with virgin material. The trial runs started with lower amounts of recyclates and then the amount was increase incrementally. Nevertheless, these compositions proved to be suitable for spinning and also the produced monofilament, felts and sieves fulfilled all specifications.
Figure 3 shows typical products of Andritz, felts and sieves for industrial applications.



Fig. 3: Sieve and felt from rPA.

3 CONCLUSION AND SUMMARY

The main objective the project was to analyse the whole value chain from the loom to collecting the waste, the recycling process and the production of the original product or other technical demanding products. The project showed that it is indeed possible to establish a closed cycle of material usage originating from polymeric textile waste, if every step is carefully analysed and the individual steps coordinated with each other. The project also showed the necessity of a well-organized waste collection and building an increased awareness of the personnel at the production sites because the collected waste needs to be regarded as a valuable source of raw material.
If these points are observed, recycling is both economically and ecologically reasonable.

4 ACKNOWLEDGEMENT

The project „Tex2Mat“ (865383) was funded by the Austrian Research Promotion Agency(FFG).

In 2019 the project won the Raiffeisen Cluster Land Award.

Bioleaching von Hüttenstäuben mit schwefeloxidierenden Bakterien

S. Thallner, S. Spieß & M. Haberbauer
K1-MET GmbH, Linz, Austria

L. Birklbauer
voestalpine Stahl Linz GmbH, Linz, Austria

KURZFASSUNG: Im Zuge der Stahlproduktion fallen Neben- bzw. Abfallprodukte an, die aufgrund diverser Störelemente nicht oder nur schwer in den Hüttenkreislauf rezirkuliert werden können. Durch das gezielte Herauslösen von beispielsweise Zink, soll es möglich werden, Hüttenstäube in die Prozesskette rückzuführen. Bioleaching bietet hierfür eine umweltfreundliche Möglichkeit, die Konzentration bestimmter Störelemente in Abfallstoffen mit Hilfe von Mikroorganismen deutlich zu verringern. Ziel des Projekts ist es, die störenden Nichteisenmetalle durch den Einsatz von schwefeloxidierenden Bakterien zu laugen und gleichzeitig so wenig Eisen wie möglich in Lösung zu bringen. Dadurch könnten die Recyclingraten dieser Nebenprodukte in der Stahlindustrie erhöht werden. Um Bioleaching auch wirtschaftlich darstellen zu können, ist es notwendig, die erforderliche Schwefelmenge sowie die Laugungszeit und -effizienz zu optimieren.

1 EINLEITUNG

In der eisen- und stahlerzeugenden Industrie fallen bei verschiedenen Prozessen große Mengen von Neben- bzw. Abfallstoffen an, die aufgrund des oft noch hohen Eisengehalts als sekundäre Rohstoffquelle wieder im Hüttenkreislauf genützt werden könnten. Oft ist allerdings die Konzentration von Störelementen wie beispielsweise Zink oder Blei zu hoch, um in internen Prozessen rezirkuliert zu werden.
Derzeit werden vor allem pyrometallurgische oder hydrometallurgische Prozesse für die Entfernung der störenden Metalle eingesetzt. Diese Verfahren sind sowohl kostenintensiv als auch mit einem hohen Energieaufwand verbunden, der zu einem erhöhten Kohlenstoffdioxid-Ausstoß führt. Da für das Herauslösen von Zink Schwefelsäure geeignet ist, wäre Bioleaching eine umweltfreundliche Alternative zu den konventionellen Verfahren (Kukurugya et al. 2015, Asadi et al. 1997). Durch diesen biotechnologischen Ansatz kann der Energieaufwand verringert und eine sehr gute Laugungsleistung erzielt werden (Selvi et al. 2018, Trung et al. 2011).

2 BIOLEACHING

Bioleaching ist ein natürlich vorkommender, mikrobieller Prozess, der die Umwandlung von nicht-löslichen Metallen in ihre lösliche Form unter katalytischer Einwirkung von speziellen Mikroorganismen beschreibt. Mitte des 20. Jahrhunderts erkannte man den Zusammenhang zwischen der Metall-Mobilisation und den vorhandenen Mikroorganismen in sauren Grubenabwässern. Die Anwendung von Bioleaching als biotechnologischer Prozess konzentrierte sich zunächst hauptsächlich auf die Laugung von sulfidischen Schwacherzen (Schippers et al. 2014, Bosecker 1997). Die Einsatzgebiete wurden jedoch zunehmend erweitert und weckten das Interesse von Industrie und Forschung für die Rückgewinnung von wertvollen Metallen aus komplexen Abfallstoffen (Lee & Pandey 2012).

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Gichtstaub

Der Gichtstaub ist ein Nebenstoff bei der Roheisenerzeugung im Hochofen und wird dem Gichtgas entzogen. Das im Hochofen entstandene Prozessgas (Gichtgas) wird in zwei Schritten gereinigt. Zuerst erfolgt die trockene Grobstaubabscheidung von Partikeln > 0,1 mm und danach die nasse Feinstaubabscheidung. Der Grobstaub enthält einen hohen Eisenanteil und kann direkt zur Sinteranlage rückgeführt werden. Der Feinanteil hingegen ist aufgrund der enthaltenen Schwermetalle (Zink und Blei) derzeit nur partiell für eine Wiederverwendung geeignet und muss deponiert werden (Gara & Schrimpf 1998). Aus diesem Grund wurde bei den Versuchen der Feinanteil des Gichtstaubs untersucht.

3.2 Mikroorganismen

Die Versuche wurden mit den beiden acidophilen Bakterien *Acidithiobacillus ferrooxidans* (DSM 583) und *Acidithiobacillus thiooxidans* (DSM 504) durchgeführt. Für *A. ferrooxidans* wurde ein Medium in Anlehnung an Wakeman et al. 2008 verwendet (in mg/L: 150 Na_2SO_4 x 10 H_2O, 450 $(NH_4)_2SO_4$, 50 KCl, 500 $MgSO_4$ x 7 H_2O, 50 KH_2PO_4 und 14 $Ca(NO_3)_2$). Das Medium für *A. thiooxidans* wurde laut DSMZ Medium Nr. 35 hergestellt (in mg/L: 100 NH_4Cl, 3.000 KH_2PO_4, 100 $MgCl_2$ x 6 H_2O und 140 $CaCl_2$ x 2 H_2O). Beide Medien enthalten zusätzlich 10 g/L Schwefel. Bei den Bioleaching-Versuchen wurde die Schwefelkonzentration auf bis zu 2,5 g/L gesenkt, um den Schwefelanteil im Laugungsrückstand möglichst gering zu halten.

3.3 Bioleaching-Versuche

Für die Bioleaching Versuche wurden die beiden Bakterien *A. ferrooxidans* und *A. thiooxidans* in 250 mL Kolben angezüchtet. Es wurden folgende Schwefelmengen zugesetzt 10 - 7,5 - 5 und 2,5 g/L. In einem weiteren Versuch wurde die Schwefelreduktion schrittweisen von 10 auf 2,5 g/L gesenkt. Die Kolben wurden mit den beiden Bakterien angeimpft und für eine Woche bei 30 °C und 115 rpm vorkultiviert. Nach Kontrolle des pH-Wertes und der Bakterienaktivität wurden je 10 g_{TS}/L Gichtstaub zugegeben und für zwei Wochen unter denselben Bedingungen inkubiert. Am Ende der Laugungszeit wurden die in Lösung befindlichen Metalle mittels optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) analysiert und erneut pH-Wert und Bakterienaktivität kontrolliert.

In Abb. 1 sind die erzielten Laugungseffizienzen der beiden Bakterien *A. ferrooxidans* (AF) und *A. thiooxidans* (AT) ersichtlich. Für die Laugungseffizienz von Zink zeigt sich, dass die Schwefelkonzentration kaum Auswirkung auf die Effizienz hat. Beide Mikroorganismen konnten über 90 % Zn in Lösung bringen. Bei den Eisen-Effizienzen und pH-Werten hingegen, lässt sich ein Zusammenhang mit der Schwefelmenge erkennen: je höher die Schwefelkonzentration, desto niedriger der pH-Wert und umso höher die Laugungseffizienz von Eisen. Weiters zeigt sich, dass die schrittweise Reduktion des Schwefels keinen Vorteil gegenüber einer spontanen Reduktion hat. Bei einer Einsatzmenge von 10 g_{TS}/L Gichtstaub wären demnach 2,5 g/L Schwefel ausreichend, um mit beiden Bakterien nur einen geringen Eisen-Anteil zu laugen und möglichst viel Zink in Lösung zu bringen. Die besten Ergebnisse wurden mit *A. ferrooxidans* erzielt, Fe 9 % und Zn 92 %.

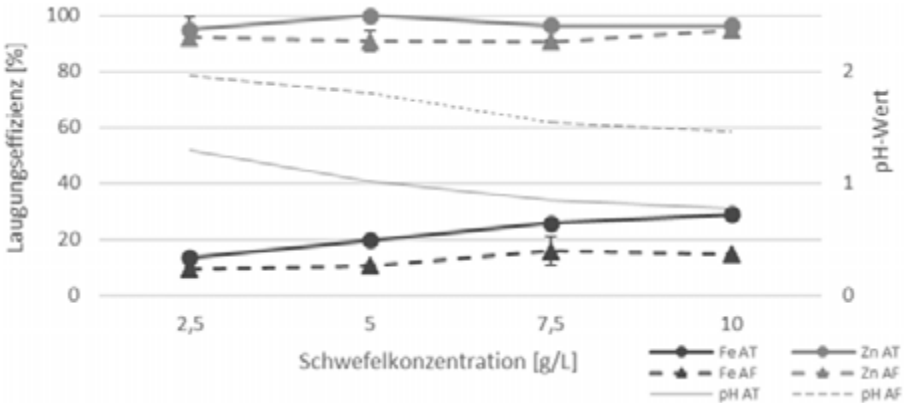


Abb. 1: Laugungseffizienz von Eisen (Fe) und Zink (Zn) der beiden Bakterienstämme *A. ferrooxidans* (AF, strichlierte Linien) und *A. thiooxidans* (AT, durchgezogene Linie) bei verschiedenen Schwefelkonzentrationen, sowie End-pH-Werte der Versuche.

3.4 Bioleaching-Versuche mit Spent-Medium

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die benötigte Schwefelsäure von *A. thiooxidans* unter optimalen Bedingungen zu produzieren und dann den Gichtstaub mit einer zellfreien Lösung (Spent-Medium) zu behandeln. Dadurch ist es möglich sowohl den Schwefel als auch die Bakterien zurückzugewinnen und weiterzuverwenden. Zudem hat der pH-Wert des Gichtstaubes keinen Einfluss mehr auf das Wachstum der Mikroorganismen.

Für den Versuch wurde *A. thiooxidans* in einem 1 L-Rührkessel bei 30 °C, 250 rpm, 25 L/h Luft und 10 g/L Schwefel angezüchtet. Nach der einwöchigen Kultivierung wurde die entstandene Lösung sterilfiltriert (< 0,2 µm) und zu unterschiedlich hohen Gichtstaub-Konzentrationen (10, 20, 30, 40 und 50 g/L) zugegeben. Die Kolben mit Gichtstaub und Laugungslösung wurden eine Woche bei 30 °C und 115 rpm inkubiert. Danach wurde eine Probe genommen und mittels ICP-OES analysiert. Die Laugungseffizienzen von Eisen und Zink bei den unterschiedlich hohen Substratkonzentrationen sind in Abb. 2 dargestellt. Die Ergebnisse sind mit den unter 3.3 beschriebenen Bioleaching-Ergebnissen vergleichbar. Bei steigenden pH-Werten sinkt die Löslichkeit des Eisens, wohingegen die Laugungseffizienz von Zink auch bei einer Einsatzmenge von 50 g_{TS}/L Gichtstaub bei 92 % lag.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Beide Bioleaching-Varianten führten zu sehr guten Ergebnissen. Das störende Element Zink konnte zu mindestens 90 % in Lösung gebracht werden, wohingegen das gewünschte Eisen im Feststoff zurückgehalten wurde. Die Reduktion des Schwefelgehaltes von 10 auf 2,5 g/L beim Bioleaching-Versuch war erfolgreich, denn 2,5 g/L Schwefel führten zur geringsten Fe Laugung. Die schrittweise Reduktion des Schwefelgehalts hingegen erbrachte keinen messbaren Vorteil. Die Erhöhung der Substratkonzentration beim Spent-Medium-Versuch erwies sich als effektiv, da die Zink Laugung stabil blieb und der Wert für das gelöste Eisen sogar mit steigender Konzentration abnahm. Aus diesem Grund sind auch Bioleaching-Versuche in Kolben mit gesteigerter Substratkonzentration geplant. Nach Abschluss dieser Versuche erfolgt ein Scale-up im 3 L Rührkesselsystem.

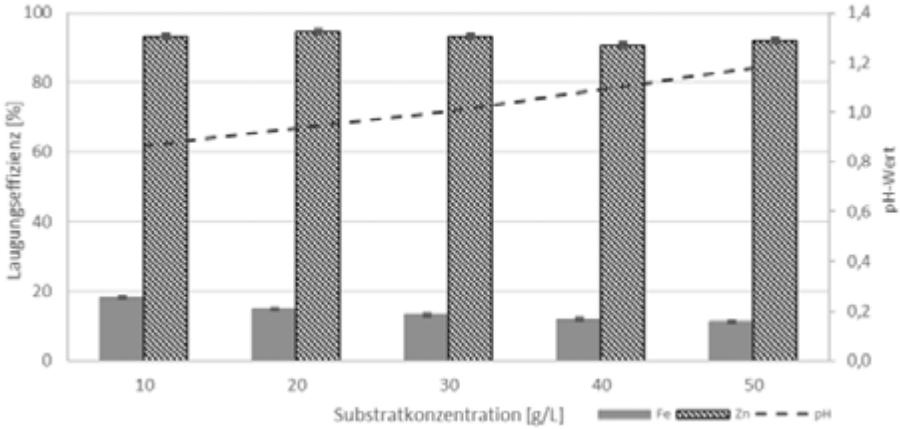


Abb. 2: Laugungseffizienz von Fe und Zn des Spent-Medium-Versuchs mit gesteigerter Substratkonzentration.

LITERATUR

Asadi Zeydabadi, B., Mowla, D., Shariat, M. H., Fathi Kalajahi, J. (1997) *Zinc recovery from blast furnace flue dust*. Hydrometallurgy 47,113–125.

Bosecker, K. (1997) *Bioleaching: metal solubilization by microorganisms*. FEMS Microbiology Reviews 20, 591-604.

Gara, S., Schrimpf, S. (1998) Behandlung von Reststoffen und Abfällen in der Eisen- und Stahlindustrie. Umweltbundesamt Wien (Federal Environment Agency), ISBN 3-85457-394-4.

Kukurugya, F., Vindt, T., Havlík, T. (2015) *Behavior of zinc, iron and calcium from electric arc furnace (EAF) dust in hydrometallurgical processing in sulfuric acid solutions: Thermodynamic and kinetic aspects.* Hydrometallurgy 154, 20–32.

Lee, J.-C., Pandey, B. D. (2012) *Bio-processing of solid wastes and secondary resources for metal extraction - A review*. Waste Management 32, 3-18.

Selvi, A., Aruliah, R. (2018) *A statistical approach of zinc remediation using acidophilic bacterium via an integrated approach of bioleaching enhanced electrokinetic remediation (BEER) technology*. Chemosphere 207, 753–763.

Schippers, A., Hedrich, S., Vasters, J., Drobe, M., Sand, W., Willscher, S. (2014) *Biomining: Metal Recovery from Ores with Microorganisms*. In: Geobiotechnology I Metal-related Issues, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1-48.

Trung, Z. H., Kukurugya, F., Takacova, Z., Orac, D., Laubertova, M., Miskufova, A., Havlik, T. (2011) *Acidic leaching both of zinc and iron from basic oxygen furnace sludge. J Hazard Mater 192* (3), 1100–1107.

Wakeman, K., Auvinen, H., Johnson, D. B. (2008) *Microbiological and Geochemical Dynamics in Simulated-Heap Leaching of a Polymetallic Sulfide Ore*. Biotechnology and Bioenginering 101, 739-750.

Weitere Beiträge

MTV 2019 in Österreich - Überblick über den Einsatz von Mehrwegtransportverpackungen in Österreich

P. Hietler, S. Lichtnegger & C. Pladerer
pulswerk GmbH, Abteilung Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Transportverpackungen sind Verpackungen, die dazu dienen, Waren oder Güter entweder vom Herstellerunternehmen bis zum Vertreiber oder auf dem Weg über den Vertreiber bis zur Abgabe an die Letztverbraucher*innen vor Schäden zu bewahren, oder die aus Gründen der Sicherheit des Transports verwendet werden. Einwegtransportverpackungen (ETV) sind nur für einen einzigen Transport bestimmt. Das kann z.B. darin begründet liegen, dass eine Rückführung und erneute Verwendung nicht wirtschaftlich sind, die Verpackung weiteren Transporten nicht standhält oder dass es sich bei dem Packgut um Unikate handelt, die eine ganz speziell zugeschnittene Verpackung erfordern. Mehrwegtransportverpackungen (MTV) sind für mehrere Umläufe vorgesehen, wodurch die Anzahl an Verpackungen und damit auch die Menge des Verpackungsabfalls gesenkt werden. Derzeit liegen nur wenige Daten zum Einsatz von MTV in Österreich vor und es gibt nur wenige Informationen zur Art und Anzahl der eingesetzten MTV. In der vorliegenden Studie wird ein Überblick zum Einsatz von Mehrwegtransportverpackungen in Österreich in ausgewählten Branchen geschaffen.

1 EINLEITUNG

Transportverpackungen sind Verpackungen, die dazu dienen, Waren oder Güter entweder vom Herstellerunternehmen bis zum Vertreiber oder auf dem Weg über den Vertreiber bis zur Abgabe an die Letztverbraucher*innen vor Schäden zu bewahren, oder die aus Gründen der Sicherheit des Transports verwendet werden (§3 Abs. 4 VVO 2014).

Einwegtransportverpackungen (ETV) sind nur für einen einzigen Transport bestimmt. Das kann z.B. darin begründet liegen, dass eine Rückführung und erneute Verwendung nicht wirtschaftlich sind, die Verpackung weiteren Transporten nicht standhält oder dass es sich bei dem Packgut um Unikate handelt, die eine ganz speziell zugeschnittene Verpackung erfordern.

Mehrwegtransportverpackungen (MTV) sind für mehrere Umläufe vorgesehen, wodurch die Anzahl an Verpackungen und damit auch die Menge des Verpackungsabfalls gesenkt werden. Mehrwegverpackungen müssen im Gegensatz zu Einwegverpackungen aufgrund mehrmaliger Beanspruchung stabiler konstruiert werden. Wichtige Anforderung an Mehrwegverpackungssysteme ist die problemlose und kostengünstige Rückführung, d.h. diese Verpackungen sollten so konstruiert sein, dass sie zusammenfaltbar oder zerlegbar sind.

Derzeit liegen nur wenige Daten zum Einsatz von MTV in Österreich vor und es gibt nur wenige Informationen zur Art und Anzahl der eingesetzten MTV. Die Datenlage unterscheidet sich zwischen den Branchen, wobei oftmals die Unternehmen selbst keine Aufzeichnungen zur Nutzung von Transportverpackungen haben.

Im vorliegenden Bericht wird ein Überblick zum Einsatz von Mehrwegtransportverpackungen in Österreich in ausgewählten Branchen geschaffen. Die Vorteile des Einsatzes von MTV wurden gesammelt und Maßnahmen sowie Empfehlungen zur Nutzung abgeleitet.

2 ERGEBNISSE UND METHODE

2.1 Methode

Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden die Branchen beschrieben und Interviewpartner für die jeweiligen Branchen identifiziert. Zielgruppen für die Interviews waren Vertriebssysteme von MTV, Leitbetriebe und Branchenvertretungen. Hierbei wurden Unternehmen und Institutionen ausgewählt, welche für die jeweilige Branche repräsentativ sind.
Mittels qualitativen Interviews wurden die derzeitige Nutzung von Transportverpackungen (TV) und Bedingungen, die für eine Nutzung von MTV erforderlich sind bzw. von Vorteil wären (Infrastruktur, Waschkapazitäten, maximaler Radius, Logistikkonzepte, Anforderungen, etc.) erhoben. Des Weiteren wurden die Anzahl sowie die zusätzlichen Transportsicherungen bei Mehrwegtransportverpackungen abgefragt und soweit verfügbar erhoben. Die erhobenen Daten wurden anonymisiert und mittels Unternehmensumsätzen kumuliert. Die Anzahl von MTV in den Branchen wurden mittels Branchenumsätzen hochgerechnet und mit einer Bandbreite bei einer Sicherheit von 95 % hinterlegt. Die dargestellten Mehrwegquoten in den Branchen sind Durchschnittswerte und beziehen sich auf MTV exklusive Paletten und Rollcontainer (oder Ähnliches).
Im Rahmen des Projektes wurde unterschieden, ob MTV nur unternehmensintern oder auch an Fremdunternehmen geliefert werden.
Es wurden rd. 100 Unternehmen zur Teilnahme an der Studie angefragt. Es konnten über 30 Unternehmen für ein qualitatives Interview gewonnen werden. Mit den teilnehmenden Unternehmen wurden teilweise mehrmalig Interviews geführt, um die Datenqualität zu verbessern.
Die untersuchten Unternehmen umfassen folgende Branchen: Lebensmittelhandel (Lebensmitteleinzelhandel und Großhandel), Textilbranche, Elektrobranche, Pharmabranche, Chemieindustrie, Automobilbranche, Versand, Baubranche und Buchhandel.
Ziel des Projekts sind die Schaffung eines Überblicks über den Einsatz von MTV in Österreich (IST-Zustand MTV). Dazu ist es notwendig die Einsatzgebiete von MTV in Österreich zu recherchieren und mit den wesentlichen Akteuren Gespräche zu führen und Umfragen in den Brachen durchzuführen, um erste Kennzahlen zu erheben, wie bspw. Mehrwegquoten, Rezyklatanteile, Umlaufzahlen, etc.

2.1.1 Ergebnisse

Die Ergebnisse basieren auf qualitativ geführten Interviews mit Branchenvertreterinnen und Branchenvertretern. Je nach Datenlage und Verfügbarkeit wurden neben qualitativen Daten auch quantitative Daten und Kennzahlen erhoben und hochgerechnet.
In der nachfolgenden Tab. 1 sind die erhobenen und hochgerechneten MTV (Kisten/Boxen/sonst. Ladungsträger) in den Branchen dargestellt, die unternehmensübergreifend im Einsatz sind. MTV die innerbetrieblich in Verwendung sind, sind in der Tabelle nicht dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf die tatsächlich erhebbaren Daten. Die Anzahl, Massen und die Umläufe (Kolli) der MTV müssen demnach noch höher sein.

Tab. 1: Aufstellung der erhobenen und hochgerechneten unternehmensübergreifende MTV in den Branchen (ohne Paletten und Rollkontainer).

Branche	Anzahl MTV	Masse MTV	Kolli MTV
Lebensmittelhandel	8.500.000	12.700	85.200.000
Pharmaindustrie	130.000	200	23.590.000
Buchhandel	155.000	200	*
Baubranche	*	*	*
Chemische Industrie	1.150.000		
Textilbranche	keine MTV im Einsatz		
Versand	Keine MTV im Einsatz		
Elektro- und Elektronikbranche	4.230.000	8.000	*
SUMME	15.165.000	25.400	128.020.000

* MTV sind in Verwendung, aber nicht quantifizierbar

In der Tabelle sind die im Einsatz befindlichen Paletten/Rollcontainer nicht enthalten. Diese belaufen sich auf 22.510.000 unternehmensintern bzw. branchenspezifische (auch unternehmensübergreifende) Paletten und Rollcontainer. Zusätzlich dazu sind noch in den Branchen Poolingpaletten im Einsatz, mit einer Anzahl von 28.500.000 Stück Paletten-Äquivalente (= bspw. sind 4 Viertelpaletten eine Europalette). Die Poolingpaletten weisen eine Masse von umgerechnet 620.000 Tonnen auf.

Bei den MTV, die nur unternehmensintern laufen, konnte nur der Lebensmittelhandel mit konkreten Zahlen erhoben werden. Im Lebensmittelhandel kreisen jährlich noch zusätzlich zu den unternehmensübergreifenden MTV noch rd. 1 Mio. interne Inhouse-Mehrweglösungen mit rd. 10. Mio. Umläufen pro Jahr. Des Weiteren sind noch rd. 22 Mio. Rollcontainer im Einsatz. Diese werden nur intern als Inhouse-Lösung verwendet. Werden alle Mehrwegtransportverpackungen inklusive Paletten und Inhouse-Lösungen betrachtet, zeigt sich, dass mehr als 66 Mio. MTV in Österreich in diesen Branchen eingesetzt werden (Summe der Mehrwegkisten/Boxen/sonstige Ladungsträger und Rollcontainer und Paletten). Da in manchen Branchen eine genaue Zahl an MTV nicht quantifiziert werden konnte, ist davon auszugehen, dass die Anzahl an MTV noch höher ist.

Durch eine Umrechnung der Anzahl an MTV in Tonne zeigt sich, dass die MTV (Kisten/Boxen/sonstige Ladungsträger), die unternehmensübergreifend eingesetzt werden, eine Gesamtmasse von rd. 23.400 Tonnen aufweisen. Bei der Betrachtung der Masse der Inhouse-Lösungen bei den MTV (Kisten) im LEH werde diese mit rd. 2.000 Tonnen abgeschätzt. In Summe bedeutet dies eine Gesamtmasse der MTV (Kisten/Boxen/sonstige Ladungsträger) von rd. 25.400 Tonnen, die über alle betrachteten Branchen im Einsatz sind.

Bei den Paletten in der chemischen Industrie handelt es sich um eine Masse von rd. 78.000 Tonnen (es handelt sich um Stahlpaletten mit einem Einzelgewicht von rd. 175 kg). Des Weiteren kann abgeschätzt werden, dass Pooling-Paletten rd. 620.000 Tonnen wiegen. Bei der in der Tabelle angegebenen Anzahl von 28,5 Mio. Stücke handelt es sich um Europaletten-Äquivalente[1]. Von den 28,5 Mio. Paletten-Äquivalenten sind rd. 4 Mio. Viertelpaletten in Österreich im Einsatz.

Bei den im LEH zum Einsatz kommenden Rollcontainern konnte ein Einzelgewicht von rd. 20 kg angenommen werden. Somit handelt es sich bei den rd. 22. Mio. Rollcontainern um eine Gesamtmasse von rd. 440.000 Tonnen.

Die oben angeführten Zahlen und Massen beziehen sich auf die quantifizierbaren Mengen an MTV in Österreich über die betrachteten Branchen. Eine Abschätzung wie viele MTV jährlich in Verkehr gesetzt werden ist nicht möglich.

[1] Dies bedeutet, dass z.B. 4 Viertelpaletten einem Europaletten-Äquivalent entsprechen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Folgende Ergebnisse und Schlussfolgerungen können aufgrund der Erfahrungen aus diesem Projekt sowie anderer Studien für den Einsatz von Transportverpackungen gezogen werden:

Technische Anforderungen an eine TV
Eine TV erfüllt eine Schutzfunktion, Verkaufsfunktion, Lager- und Transportfunktion, Identifikations- und Informationsfunktion sowie eine Verwendungsfunktion. Aus diesen Funktionen ergeben sich die praktischen Anforderungen an eine TV wie z.B. temperaturbeständig, dicht, druckfest, reißfest, stapelbar, automatisierungsfreundlich, ökonomisch wiederverwendbar, ökologisch, usw.
Folgende generelle Anforderungen soll eine TV erfüllen:

- Das Verpackungsvolumen und -gewicht sollte auf ein Mindestmaß begrenzt werden,
- Verpackungen müssen so gefertigt werden, dass ihre Wiederverwendung oder Recycling, möglich sind,
- schädliche und gefährliche Stoffe und Materialien in Verpackungen oder Verpackungsbestandteilen sind auf ein Mindestmaß zu beschränken,
- die Verpackung muss Gesundheits- und Sicherheitsbedingungen einhalten,
- Einsetzbarkeit für automatisierte Verteilzentren und
- optimales, geschlossenes, flächenbündiges Paletten- und Lagebild sowie modulmaßgerechte Ausführung.

MTV erfüllen die angeführten Anforderungen und sind ETV in den meisten Fällen überlegen.

Ökologische und ökonomische Vorteile von MTV
Die hier getroffenen allgemeinen Aussagen über die ökologischen Vorteile von MTV stützen sich auf Ökobilanzen unterschiedlicher TV-Systeme. Beim Vergleich von zwei oder mehreren TV-Systemen sind jedoch die speziellen Rahmenbedingungen individuell zu berücksichtigen.
Generell sind MTV unter bestimmten Transport und Rahmenbedingungen und branchenspezifisch über den gesamten Lebenszyklus eindeutig als ökologisch vorteilhaft gegenüber ETV einzustufen.
MTV weisen zudem geringere Bruchquoten auf, wodurch Beschädigungen von Waren reduziert werden. Dies verbessert wiederum die ökologische und ökonomische Performance von MTV.
Die ökonomischen Auswirkungen von MTV hängen von verschieden Faktoren wie der Transportdistanz, Umlaufzahlen, Anschaffungskosten etc. ab. Im Allgemeinen steigt der ökonomische Nutzen einer MTV mit zunehmender Lebensdauer durch die Amortisierung der Anschaffungskosten.
Für den Handel ergeben sich darüber hinaus weitere Vorteile, denn die Kommissionierung in einem Zentrallager ist beim Einsatz von MTV gegenüber ETV um bis zu 35 % und die Verräumzeiten in der Filiale um bis zu 20 % niedriger.[2]

Einsparungspotenziale von MTV
Aufgrund der erhöhten Stabilität von MTV wird in der Regel weniger Material zur Transportsicherung benötigt. Hierdurch ergibt sich eine Reduktion von Transportsicherungen wie bspw. Schrumpffolien im Vergleich zu ETV. Auf Basis der geführten

[2] http://www.lebensmittelzeitung.net, Logistikkosten Mehrweg zahlt sich aus am 13.10.2006

Brancheninterviews wurde zwar klar, dass für MTV weniger Transportsicherungen nötig sind, allerdings konnten diese nicht quantifiziert werden.
Zur Realisierung des Einsparungspotenzials ist eine gute Personalschulung essenziell. Oftmals wird das theoretische Einsparungspotenzial, aufgrund von ineffizienten Praktiken und fehlenden Informationen des Personals nicht ausgeschöpft.

MTV in Österreich

Mehrwegtransportverpackungen haben in allen betrachten Branchen in Österreich einen relevanten Anteil. Die Art und Weise sowie die Anzahl der MTV variiert zwischen den Branchen aber auch zwischen betrachteten Unternehmen teilweise sehr stark.
Zu den Hindernissen und Nachteilen von MTV kann eine zu große Transportdistanz genannt werden sowie die Tatsache, dass Überseewaren nie in MTV transportiert werden. Des Weiteren können MTV in Branchen nicht eingesetzt werden, bei denen Produkte oder Waren verunreinigt werden können und dabei auch ein Waschprozess nicht möglich ist.
Österreich ist einer der schwächsten Märkte für Poolingbetreiber. Im Lebensmittelhandel wird vermehrt auf Poolingsysteme gesetzt und in Zukunft auch noch weiter ausgebaut. In den anderen Branchen gibt es zwar Poolinglösungen, allerdings liegt der Fokus eher auf Inhouse-Lösungen. In Österreich sind rd. 10 Poolingunternehmen für MTV tätig.
In Österreich sind mehr als 66 Mio. MTV im Einsatz, davon sind rd. 14 Mio. unternehmensübergreifende Mehrwegkisten, -boxen oder sonstige Mehrwegladungsträger. Diese MTV (Boxen, Kisten und sonstige Ladungsträger) haben rd. 120 Mio. Umläufe pro Jahr. Bei jedem Umlauf werden Einwegtransportverpackungen vermieden (es ist davon auszugehen, dass die Anzahl noch höher ist, allerdings nicht weiter quantifizierbar). Zusätzlich zu den unternehmensübergreifenden MTV werden noch rd. 1 Mio. Mehrwegboxen mit rd. 10 Mio. Umläufen pro Jahr im LEH für den internen Gebrauch eingesetzt. In Summe haben unternehmensübergreifende MTV (Boxen, Kisten und sonstige Ladungsträger), welche quantifiziert werden konnten ein Gesamtgewicht von rd. 23.400 Tonnen. Zusätzlich dazu werden noch MTV unternehmensintern mit einer Masse von rd. 2.000 Tonnen eingesetzt. Bei den Paletten in der chemischen Industrie handelt es sich um eine Masse von rd. 78.800 Tonnen (es handelt sich um Stahlpaletten mit einem Einzelgewicht von rd. 175 kg). Des Weiteren kann abgeschätzt werden, dass Pooling-Paletten rd. 620.000 Tonnen wiegen. Bei der angegebenen Anzahl von 28,5 Mio. Stücke handelt es sich um Europaletten-Äquivalente.[3] Von den 28,5 Mio. Paletten-Äquivalenten sind rd. 4 Mio. Viertelpaletten in Österreich im Einsatz. Bei den im LEH zum Einsatz kommenden Rollcontainern konnte ein Einzelgewicht von rd. 20 kg angenommen werden. Somit handelt es sich bei den rd. 22. Mio. Rollcontainern um eine Gesamtmasse von rd. 440.000 Tonnen.
Im Lebensmittelhandel (LEH) liegt die Mehrwegquote zur Distribution aller Waren über das gesamte Sortiment bei rd. 40 % (ohne Paletten und Rollcontainer). Im Fleisch- und Wurstwarensortiment liegt die Quote mit rd. 80 % am höchsten. Am niedrigsten ist diese beim Trockensortiment (Trockenlager)[4] und liegt bei unter 10 %.
Beim Obst und Gemüsetransport liegt die MTV-Quote bei rd. 60 %. Gründe für den Einsatz von ETV im Obst- und Gemüsesortiment sind beispielsweise Übersee- und Importware, Markenkennzeichnung und Werbekampagnen. Im Lebensmittelhandel

[3] Dies bedeutet, dass z.B. 4 Viertelpaletten einem Europaletten-Äquivalent entsprechen.
[4] Dabei handelt es sich um Waren die nicht gekühlt werden müssen, wie bspw. Nudeln, Reis, Non-Foo-Waren, Backwaren, etc.

sind die MTV bepfandet, wodurch sich der Schwund auf 2 %-5 % beschränkt. Im LEH kommen rd. 8,5 Mio. Mehrwegboxen unternehmensübergreifend mit einer Gesamtmasse von rd. 12.700 Tonnen zum Einsatz. Des Weiteren werden noch zusätzlich 1 Mio. Mehrwegboxen unternehmensintern mit einem Gesamtgewicht von. Rd. 2.000 Tonnen eingesetzt. Es kommen noch 22 Mio. Rollcontainer mit einem Gesamtgewicht von rd. 440.000 Tonnen im LEH unternehmensintern zum Einsatz.
In der pharmazeutischen Industrie gibt es neben der Palette keine Poolingsysteme. In der Produktion und beim Transport von der Produktion zum Pharmahandel werden keine MTV eingesetzt. Einzig beim Transport vom Pharmahandel den Apotheken/Krankenhäusern/etc. wird zu fast 100 % eine Mehrwegkiste verwendet. In Summe sind rd. 130.000 Kisten mit einem Gesamtgewicht von rd. 200 Tonnen im Einsatz. Dieses System ist eine Inhouse-Lösung und ist nicht bepfandet. Der Schwund in der Branche kann bei rd. 60 % pro Jahr liegen.
Die chemische Industrie ist sehr vielfältig und hat aufgrund der Wareneigenschaften hohe Anforderungen an TV. Je nach Segment unterscheidet sich der Einsatz von ETV und MTV. Grundsätzlich kommen in dieser Branche MTV zum Einsatz. Oftmals erfolgt der Einsatz von MTV unternehmensübergreifend als auch intern. Allerdings erfolgt die Distribution zum Einzelhandel in ETV. Im Bereich Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittelindustrie werden ausschließlich ETV eingesetzt. In Summe kommen in der chemischen Industrie rd. 1,15 Mio. MTV mit einer Masse von rd. 2.300 Tonnen zum Einsatz. Des Weiteren sind noch Stahlpaletten in Verwendung. Die Anzahl beläuft sich auf rd. 450.000 Stück mit einem Gesamtgewicht von rd. 78.800 Tonnen.
Im Buchhandel werden MTV großteils vom Großhandel zum Einzelhandel eingesetzt. Es gibt bis auf die Palette keine MTV bei der Anlieferung der Waren zum Großhandel. Die MTV sind eine Inhouse-Lösung des Großhandels und nicht bepfandet. MTV müssen meist aufgrund des Schwundes nachgekauft werden. Die MTV-Quote vom Großhandel zu den Filialen beträgt rd. 70 %. Es sind rd. 155.000 MTV im Einsatz mit einem Gesamtgewicht von rd. 200 Tonnen.
Die Herstellung von Waren in der Bekleidungsindustrie findet vermehrt im Ausland statt, weshalb der Textilhandel die meisten Waren importiert. Aus diesem Grund werden bei der Belieferung der Distributionszentren von Unternehmen ausschließlich ETV eingesetzt. Die Waren werden in den Distributionszentren in MTV (Inhouse) kommissioniert und an die Filialen geliefert. Wenn Unternehmen keine Distributionszentren haben, werden die Waren ausschließlich in ETV an Filialen transportiert. Des Weiteren wird der Onlinehandel mit Bekleidung immer stärker und immer mehr Ware wird per Versand zu den Konsumenten und Konsumentinnen geliefert.
Die Baubranche zeichnet sich durch große Produktkomponenten aus, wodurch hauptsächlich Paletten und Ladungsträger zum Einsatz kommen. Ein Mehrwegladungsträger für diverse Bauteile muss modular veränderbar sein, damit es den individuellen Anforderungen der einzelnen Bauteile entspricht. Der Einsatz von MTV kann derzeit nicht quantifiziert werden.
In der Versandbranche werden Pakete hauptsächlich in ETV transportiert (allerdings kommen Rollcontainer intern zum Einsatz). Eine Ausnahme ist der Lebensmittelversand. Bei diesem werden Lebensmittel zum Endkonsumenten bzw. Endkonsumentin in MTV transportiert. Es gibt jedoch schon Lösungsansätze für den Einsatz von MTV im Paketversand. Im Briefversand kommen noch intern MTV zum Einsatz.
In der Elektronik- und Elektrobranche kommen MTV zum Einsatz, allerdings nur intern oder zwischen Lieferanten und produzierenden Unternehmen. Zum Handel werden Waren ausschließlich in ETV transportiert. Die Branche ist sehr heterogen und die Anforderungen an TV sind produktabhängig. In Summe werden rd. 4,23 Mio. MTV mit einer Masse von rd. 8.000 Tonnen eingesetzt. Des Weiteren werden neben

Pooling-Paletten noch Inhouse-Paletten eingesetzt. Die Anzahl davon beträgt rd. 60.000 Stück.
In der Automotivbranche kommen verschiedene MTV zum Einsatz. Weiters sind Mehrweg-Spezialladungsträger für Bauteile jahrelang im Einsatz. Die Mehrwegquote in der Branche liegt je nachdem bei mindestens 50 % und maximal 100 %.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Es kann festgestellt werden, dass in jeder betrachteten Branche durchaus Steigerungspotential von Mehrweg vorhanden ist. Je nach Branche liegt das Potential zur Steigerung der Mehrwegquote an einer anderen Stelle in der Wertschöpfungskette.
Allgemein kann die Aussage getroffen werden, dass die Datenlage zum Einsatz von MTV in den Unternehmen teils unzureichend vorhanden ist. Teilweise werden keine Daten zu Art, Menge und Schwund von TV erhoben. Des Weiteren können diese Daten oftmals nicht weitergegeben werden. Insbesondere die Erhebung von Schwundquoten oder Massen von MTV, welche einer Verwertung übergeben werden, war nicht zu erheben.
Es ist zu beobachten, dass es bei MTV zu großem Schwund kommt, wenn diese nicht bepfandet oder keine Kaution[5] erhoben wird. Zur Steigerung der Rücklaufquote wird ein Pfand oder Kaution auf MTV empfohlen. Der Vorteil einer Kaution gegenüber einem Pfand ist, dass Unternehmenskapital nicht dauerhaft gebunden wird.
Standardisierte Poolingsysteme erweisen sich in den meisten Fällen als effizienter und ressourcenschonender als Inhouse-Lösungen. Grund hierfür ist, dass die MTV zwischen den Unternehmen entlang der Wertschöpfungskette gefahren werden und die Transportwege optimiert werden können. Zudem ermöglichen internationale Poolingsysteme den Import und Export mit MTV.
Regelmäßige Datenerhebung von MTV (Kennzahlen) ist zweckmäßig und Unternehmen sollten diesbezüglich Daten zur Verfügung stellen.
Eine weitere generelle Empfehlung lautet, die Studienergebnisse mit den Fachverbänden der WKO zu diskutieren und weitere Lösungsansätze zur Erhöhung der Mehrwegquote zu finden.

5 EMPFEHLUNGEN UND AUSBLICK

Es ist zu beobachten, dass es bei MTV zu großem Schwund kommt, wenn diese nicht bepfandet oder keine Kaution erhoben wird. Zur Steigerung der Rücklaufquote wird ein Pfand oder Kaution auf MTV empfohlen. Der Vorteil einer Kaution gegenüber einem Pfand ist, dass Unternehmenskapital nicht dauerhaft gebunden wird.
Standardisierte Poolingsysteme erweisen sich in den meisten Fällen als effizienter und ressourcenschonender als Inhouse-Lösungen. Grund hierfür ist, dass die MTV zwischen den Unternehmen entlang der Wertschöpfungskette gefahren werden und die Transportwege optimiert werden können. Zudem ermöglichen internationale Poolingsysteme den Import und Export mit MTV.
Regelmäßige Datenerhebung von MTV (Kennzahlen) ist zweckmäßig und Unternehmen sollten diesbezüglich Daten zur Verfügung stellen.
Eine weitere generelle Empfehlung lautet, die Studienergebnisse mit den Fachverbänden der WKO zu diskutieren und weitere Lösungsansätze zur Erhöhung der Mehrwegquote zu finden.

[5] Erklärung: Bei einer Kaution auf eine MTV wird verstanden, dass es erst dann zum Kostenersatz der MTV kommt, wenn diese nicht zurückgegeben wird. Anders als beim Pfand, bei dem bereits im Vorfeld ein Betrag eingehoben wird.

Für den Bereich Lebensmittel werden folgende Maßnahmen empfohlen:

- Erhöhung der Mehrwegquote im Obst- und Gemüsesortiment durch bewusste Werbekampagnen und Platzierungen der Produkte, anstelle von Markenkennzeichnung durch ETV.
- Erhöhung der Mehrwegquote im Obst- und Gemüsesortiment durch den verstärkten Einsatz von MTV bei Importware und Überprüfung einer Möglichkeit eines Einsatzes von MTV bei Überseewaren (bspw. für Bananen).
- Steigerung des Mehrweganteils im Trockenlager durch Akteursgespräche zur Entwicklung einer standardisierten Mehrweglösung für ausgewählte Produkte (eventuell in Kooperation mit dem Logistikverbund Mehrweg bzw. ECR Austria).
- Steigerung der Mehrwegquote bei Eiern durch die Einführung einer standardisierten MTV.
- Einsatz von Mehrweg-Displays am Point of Sale z.B. für Eigenmarken des Lebensmitteleinzelhandels.

Für den Bereich der pharmazeutischen Industrie werden folgende Maßnahmen empfohlen:

- Erhöhung der Rücklaufquote durch eine Einführung einer Kaution bzw. eines Pfands auf die eingesetzten MTV.
- Einführen bzw. Prüfung eines Mehrwegsystems für den Wareneingang des Großhandels, vor allem für Unternehmen mit Produktion und Großhandel.

Für den Bereich der chemischen Industrie wird folgende Maßnahme empfohlen:

- Erarbeitung und Einführung von MTV zum Transport von Waren zum Einzelhandel.

Für den Bereich des Buchhandels wird folgende Maßnahme empfohlen:

- Prüfung und Einführung von Mehrweglösungen von Lieferanten zur Warenannahme beim Großhandel.

Für den Bereich der Bekleidungsbranche wird folgende Maßnahme empfohlen:

- Prüfung und Einsatz von MTV für den Onlineversand von Bekleidungen.

Für den Bau-Bereich wird folgende Maßnahme empfohlen:

- Verwendung von modularen Mehrweglösungen für große Bauteile.

Für die Versandbranche wird folgende Maßnahme empfohlen:

- Prüfung und Einführung eines Mehrwegsystems für den Versandhandel zum Endkonsumenten bzw. zur Endkonsumentin (in Anlehnung an das Best Practice Beispiel).

LITERATUR

Hietler, P., Lichtnegger, S., Pladerer, C. (2019) *MTV 2019 in Österreich, Überblick über den Einsatz von Mehrwegtransportverpackungen in Österreich.* Im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, Abteilung V/6, Abfallvermeidung,- verwertung - beurteilung und der Wirtschaftskammer Österreich, Abteilung für Umwelt- und Energiepolitik, Wien, 2019.

Weniger Müll für‘s Lebensg`fühl: Abfallvermeidungsprojekt in Schladming

S. Lichtnegger & C. Pladerer
pulswerk GmbH, Abteilung Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Projekt "Weniger Müll fürs Lebens'gfühl" werden Maßnahmen zur Abfallvermeidung und zur Optimierung bzw. Entlastung des Abfallwirtschaftsystems in der Stadtgemeinde Schladming umgesetzt. Die Schwerpunktbereiche sind Tourismus, Veranstaltungen sowie Schulen und Kindergärten. Neben den Schwerpunktbereichen werden Maßnahmen im direkten Wirkungsbereich der Gemeinde unterstützt. Hierzu zählen Beschaffungsvorgänge der Gemeinde und die Verbesserung zur Abfalltrennung im öffentlichen Raum. Die Einbindung von lokalen Akteuren und der Bevölkerung ist ein wichtiger Bestandteil und Erfolgsfaktor des Projekts. "Weniger Müll fürs Lebens'gfühl" wird im Konsortium von ÖGUT, AQA und pulswerk in enger Zusammenarbeit mit der Stadtgemeinde umgesetzt. Das Projekt wird von der Coke Foundation gefördert und ist auf eine Laufzeit von drei Jahren angesetzt (2019-2021).

1 EINLEITUNG

Die steirische Stadtgemeinde Schladming zählt mit fast 7.000 EinwohnerInnen zu den beliebtesten Tourismusdestinationen Österreichs. Während eines durchschnittlichen Jahres werden 1,5 Mio. Nächtigungen gezählt. Dabei gibt es eine Vielzahl an Großveranstaltungen, wie dem „Nightrace", Ski-Weltmeisterschaften oder Special Olympics mit knapp 50.000 BesucherInnen pro Event. Dies geht mit großen Herausforderungen für die Abfallwirtschaft einher. Das Projekt „Weniger Müll für‘s Lebensg`fühl“ begegnet diesen Herausforderungen mit Strategien zur Abfallvermeidung und einer optimierten Abfalltrennung. Das Projekt wird im Konsortium von ÖGUT, AQA und pulswerk umgesetzt, wird von der Coke Foundation gefördert und ist auf eine Laufzeit von drei Jahren angesetzt (2019-2021).

2 METHODE

Im Projekt "Weniger Müll fürs Lebens'gfühl" werden Konzepte erarbeitet, Rahmenbedingungen optimiert, umweltfreundliche Angebote geschaffen und konkrete Maßnahmen umgesetzt. Die Herangehensweise ist angewandt und partizipativ. Eine Bestandsanalyse der abfallwirtschaftlichen Situation sowie von Trends und Herausforderungen der Tourismusdestination waren der Ausgangspunkt des Projekts. Die Bestandsaufnahme wurde mithilfe von bestehenden abfallwirtschaftlichen Daten und Erfahrungsberichten aus persönlichen qualitativen Interviews durchgeführt. Unterstützend wurden Lokalaugenscheine der Abfallwirtschaftsanlage sowie von Großveranstaltungen im Jahr 2019 durchgeführt. Auf Basis der Bestandsanalyse wurden gemeinsam mit der Stadtgemeinde Schwerpunktbereiche für das Projekt definiert. Die Auswahl der Schwerpunktbereiche basierte auf konkreten dem Handlungsbedarf, dem Abfallvermeidungspotenzial sowie dem Handlungsspielraum im Rahmen des Projekts. Die enge Einbindung der Stakeholder sichert die Praktikabilität der Maßnahmen sowie die notwendige Legitimation innerhalb der Gemeinde. Die Bildung eines Gremiums im Rahmen des Projekts gewährleistet diesen Aspekt. Bürgerbeteiligung rückt im zweiten Teil des Projekts zunehmend in den Fokus. Hierzu wird

vermehrt auf lokale Öffentlichkeitsarbeit sowie Aktionen mit Bürgerbeteiligung und eine Projektveranstaltung mit Bürgerbeteiligung gesetzt. Die Einbindung von Schülerinnen und Schülern im Rahmen von spezifischen Schulprojekten unterstützt das Projekt und sorgt für Bewusstseinsbildung und der Schaffung von praktischen Qualifikationen der jungen Bevölkerung. Die umgesetzten Maßnahmen reichen von Wissensvermittlung in Form von Webinaren, Artikeln und Infosheets über die Unterstützung der Gemeinde bei Beschaffungsvorgängen und Prozessoptimierung, bis hin zu individuellen Beratungen und Kooperationen mit lokalen Betrieben und Initiativen.

3 ERGEBNISSE

Die Bestandsanalyse hat gezeigt, dass Schladming abfallwirtschaftlich eine besondere Stellung im Verbandsgebiet einnimmt. Schladming ist dem Abfallwirtschaftsverband Schladming (AWV Schladming) zugeordnet. Das Verbandsgebiet umfasst insgesamt 9 Gemeinden (Aich, Gröbming, Haus, Michaelerberg – Pruggern, Mitterberg – Sankt Martin, Öblarn, Ramsau, Schladming und Sölk). Das Restmüllaufkommen ist in Schladming in den letzten Jahren gestiegen (AWV Schladming 2017). Die Stadtgemeinde hatte im Jahr 2018 ein durchschnittliches Restmüllaufkommen von 136,62 kg/EW, was deutlich über dem Durschnitt von 126,90 kg/EW.a im Verbandsgebiet liegt (AWV Schladming 2018). Das hohe Restmüllaufkommen ist auf das hohe Tourismusaufkommen und Großveranstaltungen zurückzuführen.

Lokalaugenscheine von Veranstaltungen haben gezeigt, dass u.a. Potential im Bereich der Verpackungsvermeidung (v.a. im Getränkebereich), in der Reduktion von Einweggebinden sowie von give aways besteht. Optimierungsbedarf besteht ebenfalls im Bereich der Abfalltrennung im Backstagebereich und der Fanmeile (öffentlicher Raum im Bereich des Hauptplatzes).

Auf Basis der Bestandsanalyse haben sich folgende Schwerpunktbereiche für das Projekt herauskristallisiert:

- Tourismus,
- Veranstaltungen,
- Schulen und Kindergärten.

Neben den Schwerpunktbereichen werden Maßnahmen im direkten Wirkungsbereich der Gemeinde unterstützt. Hierzu zählen Beschaffungsvorgänge der Gemeinde und die Verbesserung zur Abfalltrennung im öffentlichen Raum.

Im Rahmen des Projekts "Weniger Müll fürs Lebens'gfühl" liegt der Fokus auf Maßnahmen und Strategien zur Abfallvermeidung und –trennung. Eine ganzheitlich nachhaltige Entwicklung der Stadtgemeinde ist jedoch eine grundlegende Zielsetzung. Die Berücksichtigung aller Bereiche der Nachhaltigkeit ist daher ein wichtiger Bestandteil des Projekts. Die Unterzeichnung der Resolution zur Agenda 2030, womit sich Schladming zur Umsetzung der Agenda 2030 und den Sustainable Development Goals bekennt, setzt hierfür einen wesentlichen Schritt. Mit der Unterzeichnung sind Maßnahmen für eine nachhaltige Entwicklung mit Fokus auf den Ressourcenbereich politisch legitimiert, wodurch der Handlungsspielraum für das Projekt erweitert wird. Die Resolution wurde seitens Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Österreichischen Gemeindebund sowie Österreichischen Städtebund entwickelt und bisher von 9 Städten und Gemeinden unterzeichnet.

3.1 Schwerpunktbereich Veranstaltungen

Im Veranstaltungsbereich werden Maßnahmen wie der Einsatz von Mehrwegbechern und -gebinden, die Reduktion von give aways, die Optimierung der Sammelinfrastruktur und die Reduktion von Littering umgesetzt sowie Kommunikationsarbeit rund um das Thema Green Event betrieben.

Ein wichtiger Schritt war die Beschaffung von gemeindeeigenen Mehrwegbechern in verschiedenen Größen (0,3 l und 0,5 l). Diese stehen allen VeranstalterInnen in Schladming zu einem vergünstigten Preis zur Verfügung. Die Reinigung wird von einem externen Dienstleister übernommen. Hierdurch wurden bereits tausende Einwegbecher eingespart. Erste Optimierungsmaßnahmen in der Abfalltrennung wurden im Rahmen des Ski Openings 2019 getestet. Hierbei wurde die Anzahl an temporären Abfallbehältern erhöht und die Fraktionen Leichtverpackung und Altpapier ergänzt. Die Erfahrungen vom Ski Opening und Night Race 2019 fließen in ein Abfallkonzept für Großveranstaltungen ein. Im Rahmen des Ski Openings 2019 wurden zudem Maßnahmen wie die Reduktion von give aways, regionale Shuttles und der Verzicht auf das Großfeuerwerk umgesetzt.

Die bisherigen Erfahrungen fließen in ein Veranstaltungshandbuch ein, welches in Zusammenarbeit mit der Gemeinde (inkl. Bauhof) und dem AWV Schladming erstellt wird. Das Handbuch wird Verantwortlichkeiten, ein Abfallkonzept, Vorgaben für VeranstalterInnen sowie spezifische Angebote und weiterführende Infos zum Thema Green Event enthalten. Im Handbuch werden verschiedene Veranstaltungsgrößen und Formate berücksichtigt.

3.2 Schwerpunktbereich Tourismus

Im Bereich Tourismus werden individuelle Beratungen mit ausgewählten Leitbetrieben durchgeführt. Im Rahmen des Beratungsprozesses wird eine Zertifizierung der Betriebe mit dem Umweltzeichen Tourismus (UZ 200) angestrebt. Die Leitbetriebe werden für andere Aktivitäten als Good Practice und Testimonials präsentiert. Ergänzend werden in Zusammenarbeit mit dem AWV Schladming Schulungsangebote für das Management von Beherbergungsbetrieben sowie für Servicepersonal im Tourismusbereich (v.a. Reinigungspersonal) erstellt. Die Schulungen werden in Form von Webinars und Workshops realisiert. Ein Infosheet für die Gästemappe zum Thema „Abfallvermeidung und –trennung im Urlaub“ wurde vom Tourismusverband an alle Betriebe ausgesendet.

3.3 Schwerpunktbereich Schulen und Kindergärten

Die Bewusstseinsbildung steht besonders im Bereich Schulen und Kindergärten im Fokus. Hierzu werden verschiedene Projekte zum Thema Abfallvermeidung und -trennung mit den verschiedenen Schulen und Kindergärten der Stadtgemeinde umgesetzt.

Der Müllpass, eine interaktive Aktion zum Thema Abfallvermeidung und –trennung, wurde mit allen Schulen der Stadtgemeinde gestartet. Im Schuljahr 2019 hat der Müllpass Informationen zum Thema Abfallvermeidung im Schulalltag enthalten. Zudem hat eine Wurftabelle die Selbstreflektion in Bereich Abfalltrennung angeregt und es wurde ein Ideenwettbewerb zum Thema Abfallvermeidung umgesetzt. Das Thema für die Aktion im Jahr 2020 ist „Re-Use“.

Mit der Ski Akademie Schladming werden spezifische Projekte zum Thema Abfalltrennung umgesetzt. Die SchülerInnen führen eine Bestandsanalyse inkl. Befragungen durch und produzieren Videos. Zudem strebt die Ski Akademie das Österreichische Umweltzeichen für Schulen an, wobei SchülerInnen in den Prozess aktiv eingebunden werden.

Im lokalen Kindergarten wird das Thema Abfallvermeidung pädagogisch mit externer Unterstützung aufgenommen. Das Kindergartenfest ist als Green Event geplant und es werden Inhalte und Stationen rund um das Thema Abfall integriert.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die bisherigen Projektergebnisse zeigen, dass Tourismusdestinationen mit besonderen abfallwirtschaftlichen Herausforderungen konfrontiert sind. Wichtige Grundvoraussetzungen für eine erfolgreiche Umsetzung von extern organisierten Abfallvermeidungsprojekten ist die Einbindung aller EntscheidungsträgerInnen und AkteurInnen im Bereich der Umsetzung sowie der BürgerInnen. Politische Instrumente wie die Resolution Agenda 2030 können unterstützend wirken.

Im Bereich Abfalltrennung ergeben sich durch Großveranstaltungen und Tourismus viele Zielgruppen, welche nicht einfach zu erreichen sind. Eventgäste und Touristen haben oft geringe Kenntnisse über das örtliche Abfallwirtschaftssystem, zudem ist das Trennverhalten beim Feiern und im Urlaub oftmals nicht so diszipliniert wie im eigenen Haushalt. Hinzu kommen Sprachbarrieren und ein verändertes Kaufverhalten (vorwiegend Convenience-Produkte in Einwegverpackungen). ZweitwohnsitzbesitzerInnen sind ebenfalls eine Zielgruppe, die nur schwer zur Abfalltrennung (v.a. im Bringsystem) zu ermutigen sind. Die zentrale Kommunikation und Öffentlichkeitsarbeit stellt sich mit vielen unterschiedlichen ApartmentbesitzerInnen und Gästehäusern als schwierig dar. Dies macht zentrale und standardisierte Lösungen schwer umsetzbar.

Externe Veränderungen führen im laufenden Projekt oftmals zu neuen Rahmenbedingungen, wodurch die Anpassung des Projektinhalts und der Maßnahmen notwendig ist. Eine regelmäßige Abstimmung mit den lokalen Akteuren ist hierzu notwendig und erfordert Flexibilität in der Umsetzung.

Eine zentrale Zielsetzung des Projekts "Weniger Müll fürs Lebens'gfühl" ist es, Maßnahmen in Form von nachhaltigen Prozesse zu institutionalisieren. Der Fokus besteht daher in der Unterstützung von und Kooperation mit lokalen Akteuren. Dies ermöglicht eine dauerhafte Wirksamkeit über die Projektlaufzeit hinaus.

LITERATUR

Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2017) Liezen in Zahlen, Graz.

AWV Schladming (2017) Jahresbericht 2017, Schladming.

AWV Schladming (2018) Jahresbericht 2018, Schladming.

Gemeinde Schladming: https://gemeinde.schladming.at/index.php/stadtgemeinde/abfallwirtschaft/weniger-muell.html, abgerufen am 10.07.2020

Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik: https://www.oegut.at/de/projekte/ressourcen/abfallvermeidung-schladming.php, abgerufen am 10.07.2020

Pulswerk GmbH: http://pulswerk.at/wenigermuellfuerslebensgfuehl_schladming.htm,, abgerufen am 10.07.2020

BauKarussell: Social Urban Mining in Kooperation mit der Bundesimmobiliengesellschaft mbH

M. Meissner
Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich

T. Romm
Romm ZT, Wien, Österreich

M. Neitsch
Re-Use- und Reparaturnetzwerk Österreich, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Rund 70 % der österreichischen Abfälle sind Bauaktivitäten zuzuordnen und daher widmet sich auch das Abfallvermeidungsprogramm diesem Sektor. BauKarussell arbeitet seit 2015 an der Integration von Kreislaufwirtschaft in den Rückbau und zielt mit Social Urban Mining auf Wiederverwendung und hochwertige stoffliche Verwertung von Bauteilen und Baumaterialen ab. In der Planung werden die Potentiale geortet und in der operativen Phase werden die ausgewählten Bauteile von sozialwirtschaftlichen Partnern für die Verwendung oder Verwertung bereitgestellt. Mit dem Bauherrn Bundesimmobiliengesellschaft mbH (BIG) wurde im Projekt MedUni Campus Mariannengasse Social Urban Mining umgesetzt. Zwischen Oktober 2019 und Juni 2020 wurden insgesamt 42.384 kg Bauteile (bzw. 1.106 Einheiten) in die Wiederverwendung gebracht.

1 EINLEITUNG

Der Green Deal der EU-Kommission (EU COM 2019) strebt nach einer grundlegenden Veränderung der EU in Richtung Ressourceneffizienz mit Netto Null-Emissionen von Treibhausgasen bis zum Jahr 2050 und verweist u.a. auf den EU-Aktionsplan für Kreislaufwirtschaft (EU COM 2020). Darin wird der Bausektor als eine zentrale Wertschöpfungskette angeführt. Auf nationaler Ebene zeigt der Bundesabfallwirtschaftsplan mit den darin angeführten Abfallaufkommen die Relevanz des Bausektors eindringlich. Rund 10 Millionen Tonnen (16,7 %) wurden 2015 als Bau- und Abbruchabfälle eingestuft, gesamt mehr als 70 % entstanden dem Bausektor. Bauabfälle sind konsequenterweise auch eines der Handlungsfelder des Abfallvermeidungsprogramms (BMNT 2017). Als Maßnahmen werden u.a. die Forcierung von Recyclingbaustoffen, Pilotenprojekte zum Urban Mining und Wiedernutzung von Bauteilen angeführt. Mehr als die Hälfte der Abfälle sind Bodenaushub, demnach ist auch dieser Abfallstrom für kreislaufwirtschaftliches Handeln von hoher Relevanz. Romm & Kasper (2018) geben einen entsprechenden Ansatz an Wiener Beispielen und adressieren auch das Thema Re-Use. BauKarussell beschäftigt sich seit 2015 intensiv mit der Wiederverwendung von Bau- und Abbruchabfällen, also den Potentialen vorhandener Bauwerke, die rückgebaut werden (Meissner et al. 2018, Meissner 2019, Meissner 2020). BauKarussell steht mit seinen Partnern für verwertungsorientierten Rückbau unter Einbeziehung der Sozialwirtschaft und erzielt damit:

- Wiederverwendung von gebrauchten Gegenständen,
- Beschäftigung von arbeitsmarktfernen Personen,
- sortenreine Gewinnung von Abfallfraktionen für hochwertiges Recycling,
- Wertstoffsicherung aus Rückbauobjekten und
- „de facto Bewachung“ und damit Verhinderung von Leerstandsproblematiken.

Seit Herbst 2016 steht das Projektkonsortium in Kontakt mit der Bundesimmobiliengesellschaft mbH, um Social Urban Mining unternehmensintern bekannt zu machen und auf die Durchführung eines Pilotprojektes hinzuwirken.

2 METHODIK

BauKarussell integriert Kreislaufwirtschaft in den Rückbau und zielt auf Wiederverwendung und hochwertige stoffliche Verwertung von Bauteilen und Baumaterialen ab. Dabei agiert BauKarussell als Fachplaner um Potentiale zu orten und deren Möglichkeiten auf zu zeigen und als Vermittler, um die ausgewählten Bauteile für die Verwendung oder Verwertung bereit zu stellen.
Ziel eines übergeordneten *Social Urban Mining* Konzeptes ist es eine zusätzliche Wertschöpfung aus einem verwertungsorientierten Rückbau in die Projektentwicklung einzupassen. Die Verwertung der Bestandsobjekte und ggf. des Aushubs am Standort soll durch das Social Urban Mining Konzept einen deutlichen ökonomischen und ökologischen Mehrwert gegenüber dem konventionellen Ablauf von Abbruch, Entsorgung und Bauabwicklung aufweisen. Grundlage eines Social Urban Mining Konzeptes ist ein Mengengerüst des Stoffstroms und eine Analyse der Wertdichte aus dem Rückbau. Diese Analysen dienen letztlich zur Kostensicherheit für die Entsorgungsszenarien in der Rückbauphase. Im Mittelpunkt stehen die sortenreine und elementweise Entnahme von Wertstoffen, Baustoffen und Bauteilen mit hoher Wertdichte. Die verwertungsbedingte Rückführung der Bestandsobjekte in den Zustand des Rohbaus, sowie die Vorbereitung zur Wiederverwendung der identifizierten Bauteile erfordern ein hohes Maß an Arbeitsleistung, das wirtschaftlich insbesondere mit der Unterstützung von sozialwirtschaftlichen Werkvertragspartnern erbracht werden kann. Diese abbruchvorbereitenden Entfrachtungsarbeiten, durchgeführt eben von sozialwirtschaftlichen Partnern im Auftrag von BauKarussell, können je nach Objektbeschaffenheit durch Wertstofferlöse gegenfinanziert werden. Die letztlich tatsächlich realisierten Maßnahmen fließen in die Leistungsdefinition des Rückbaus ein. Die begleitende Kontrolle und die Kommunikation der Maßnahmen sind erfolgskritisch für die sinnvolle Umsetzung des Konzeptes. Diese Aufgabe nimmt BauKarussell für die Zeit seiner Aktivitäten wahr und stellt somit auch sicher, dass das Objekt unter periodischer Aufsicht steht.
Als Ergebnis einer internen Fortbildungsveranstaltung bei der Bundesimmobiliengesellschaft mbH im Oktober 2018 ergab sich ein intensiver, projektbezogener Austausch. Diese Verhandlungen führten letztlich zur Zusammenarbeit im Projekt für die Errichtung des MedUni Campus Mariannengasse. Dabei werden bestehende Gebäude mit einer Gesamt-Brutto Geschoßfläche (BGF) von ca. 63.000 m², welche zum Teil unter Denkmalschutz stehen, generalsaniert. Nach einem Teilabbruch wird der Bestand durch Zubauten ergänzt und Nutzflächen für mehrere Universitätsinstitute geschaffen (Meduni Wien 2019). Um die Leerstandszeit zu nutzen und die mit dem Abbruch erforderliche Entrümpelung zu beschleunigen wurde die sozialwirtschaftliche Kooperation BauKarussell in den regulären Planungsprozess eingebunden.
Zur Umsetzung der Arbeiten die ergänzend zur herkömmlichen Entsorgung geplant wurden, verhandelten die BIG und BauKarussell eine Social Urban Mining Vereinbarung. BauKarussell identifizierte und kategorisierte die potentiell wiederverwendungsfähigen Gegenstände/Bauteile und suchte Optionen, um die re-use-fähigen Gegenständen/Bauteile möglichst einer Weitergabe bzw. Materialien einer hochwertigen stofflichen Verwertung in Österreich zu zuführen.
Im Ausmaß der dadurch lukrierten Erlöse erbrachte BauKarussell mit seinen sozialwirtschaftlichen Partnern für den Bauherrn Dienstleistungen im Rahmen des abbruchvorbereitenden Rückbaus, um den Abbruch selbst zu unterstützen. Eine zusätzliche Gegenfinanzierung erfolgt u.a. durch Entnahme von Wertstoffen wie Buntmetallen.

3 ERGEBNISSE

Die operativen Arbeiten starteten im Oktober 2019 und laufen bis Ende Juli 2020. Die hier präsentierten Daten spiegeln den Projektstand mit Ende Juni 2020. Für die Dokumentation und Darstellung der vorhandenen Bauteile wurde auf ein Onlinetool aus Deutschland zurückgegriffen (Dechantsreiter et al. 2014). Die Clusterung der Bauteile erfolgt dabei in 11 Kategorien (Außenbereich, Böden, Elektro, Heizung/Lüftung, Innenraum, Küche, Sanitär, Treppen, Türen/Tore, Verschiedenes und Wände/Dach).
Zwischen Oktober 2019 und Juni 2020 wurden insgesamt 1.106 Bauteile in die Wiederverwendung gebracht. Die Bezeichnung Bauteil bezieht sich dabei auf Stück oder Verkaufseinheit (m², Laufmeter etc.). In Summe wurden 42.384 kg an Bauteilen/ Produkten einer weiteren Verwendung zugeführt. Aufgeschlüsselt auf die Produktkategorien ergibt sich folgendes Bild:

Tab. 1: Bilanz der Re-Use Vermittlung von Oktober 2019 bis Juni 2020 aufgeschlüsselt nach 11 Produktkategorien.

Produktkategorie	Masse [kg]	Relativer Massenanteil [%][1]	Stück bzw. Verkaufseinheit
Außenbereich	500	1,2 %	5
Böden	14.535	34,3 %	497
Elektro	3620	8,5 %	225
Heizung/Lüftung	60	0,1 %	1
Innenraum	6.268	14,8 %	207
Küche	979	2,3 %	16
Sanitär	177	0,4 %	10
Treppen	0	0 %	0
Türen/Tore	3357	7,9 %	73
Verschiedenes	12.764	30,1 %	49
Wände/Dach	124	0,3 %	23
Gesamt	42.384	100 %	1.106

[1] Rundungsdifferenzen möglich

Die größte Produktkategorie ist „Böden“ mit mehr als 14.535 kg (34 % bzw. 497 Einheiten). Im Wesentlichen handelt es sich dabei um Vollholzparkettböden. In der Kategorie „Innenraum“ (14,8 % bzw. 207 Einheiten) sind Einrichtungsgegenstände wie Regale, Spinde, Schränke etc. eingeordnet. In der Kategorie „Elektro“ (8,5 % bzw. 225 Einheiten) sind neben den eigentlichen Elektrogeräten auch Elektroinstallationsprodukte wie bspw. Kabeltrassen zugeordnet. Die 7,9 % (bzw. 14 Einheiten) Kategorie „Küche“ basieren auf den Potentialen einer vorgefundenen ehem. Betriebskantine. Weitere Kategorien (wie Außenbereich, Sanitär) tragen mit Anteilen von wenigen Prozent eher untergeordnet zur Wiederverwendung bei. Unter „Verschiedenes“ mit 30,1 % summieren sich Einzelstücke und Spezialprodukte wie bspw. zwei Schweißertische.
Parallel zur Vermittlung von Re-Use-Produkten erfolgten Arbeiten im Rahmen es abbruchvorbereitenden Rückbaus im Umfang von 6.020 Arbeitsstunden. Begleitend zur Verwertung von Rohstoffen wie z.B. Metalle aller Art wurden abgehängte Decken und Leuchten rückgebaut und punktuell zusammengeführt um die eigentliche Entfrachtung zu beschleunigen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aus den Projektarbeiten leiten die Autoren folgende Schlussfolgerungen ab:

- Der bisher entwickelte Ansatz zum Social Urban Mining ist in der Rückbaubranche anschlussfähig. Die Kombination von abfallvermeidenden Dienstleistungen (= Ausbau und Bereitstellung von Bauprodukten) vor den eigentlichen Rückbau-

aktivitäten und Dienstleistungen im Rahmen des abbruchvorbereitenden Rückbaus (Ausbau von Wert- und Störstoffen) stößt auf Bauherren-Interesse. Sowohl beratende also auch operative Dienstleistungen konnten mit der Bundesimmobiliengesellschaft mbH umgesetzt werden.

- Die frühzeitige Zusammenarbeit mit Bauherrn im Planungsprozess zeigt die Re-Use-Potentiale im Social Urban Mining Konzept auf.
- Die, in der Recyclingbaustoffverordnung mit Mengenschwellen, vorgeschriebene Schad- und Störstofferkundung ist ein wesentliches Element für einen verwertungsorientierten Rückbau und auch für Social Urban Mining. Eine im Sinne der Verordnung umfassende Ausarbeitung trägt wesentlich zu einer kostensicheren Planung des Rückbaus bei.
- Building Information Modeling (BIM) -Planung erleichtert den verwertungsorientierten Rückbau über Massenermittlungen als Ausschreibungsgrundlage. Durch die BIM-Erfassungen können Re-Use und Recycling korrekt zum Zeitpunkt der Leistungsbeschaffung des verwertungsorientierten Rückbaus veranlasst werden.
- Das Wertschöpfungspotenzial von Re-Use hat eine hohe Beschäftigungsrelevanz. Von uns identifizierte Werte werden für operative Arbeiten in Beschäftigung der Zielgruppen umgelegt. Diese Arbeitsleistung wird zum Nutzen des Bauherrn in abbruchvorbereitende Rückbauarbeiten im Objekt investiert.
- Für die Zusammenarbeit mit institutionellen Bauherren, wie Wohnbauträgern, sind in einem ersten Schritt Pilotprojekte zu definieren. Aus den Erfahrungen dieser können Empfehlungen gewonnen werden, wie das übliche Vorgehen bei Rückbauten zu adaptieren ist, um Social Urban Mining zu integrieren.
- Öffentliche Gebäudeeigentümer und -verwalter können in ihrer Auftraggeberrolle den Markt für Social Urban Mining in Gang bringen.

LITERATUR

BMNT (2017) Bundesabfallwirtschaftsplan 2017. Teil 1. Hg. v. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. Wien.

Dechantsreiter, U., Horst, P., Mettke, A., Asmus, S., Schmidt, S., Knappe, F. (2014) Instrumente zur Wiederverwendung von Bauteilen und hochwertigen Verwertung von Baustoffen. Texte 93/2015. Hg. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

EU COM (2019) 640 final - The European Green Deal. Hg. EU Commission. Brussels.

EU COM (2020) 98 final - Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa. Brüssel (Mitteilung der Kommission).

Meduni Wien (2019): Aus Alt wird Neu: BIG, MedUni Wien und BauKarussell nutzen großes Re-Use-Potential beim MedUni Campus Mariannengasse. Medizinische Universität Wien. https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20191205_OTS0042/aus-alt-wird-neu-big-meduni-wien-und-baukarussell-nutzen-grosses-re-use-potential-beim-meduni-campus-mariannengasse. Wien.

Meissner, M. (2019) BauKarussell. In: VABÖ-Blatt, 2019 (2), S. 6–7.

Meissner, M. (2020) Social Urban Mining als Baustein in Richtung CE & BauKarussell als neuer Partner im Rückbau. Österreichische Re-Use Konferenz 2020. ARGE Abfallvermeidung; RepaNet Reparatur- und Re-Use Netzwerk Österreich. Graz, 30.01.2020.

Meissner, M., Pladerer, C., Neitsch, M., Romm, T., (2018) BauKarussell - Social Urban Mining. In: Roland Pomberger (Hg.): Recy & DepoTech 2018. Tagungsband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz, 2018, Leoben. Unter Mitarbeit von Roland Pomberger. Leoben: AVAW Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, S. 421–426.

Romm, T., Kasper, T. (2018) Ökoeffizientes Bauen mit Ressourcen vor Ort. In: Annette Hillebrandt, Petra Riegler-Floors, Anja Rosen und Johanna-Katharina Seggewies (Hg.): Atlas Recycling. Gebäude als Materialressource. Erste Auflage. München: Detail Business Information GmbH (Edition Detail), S. 36–40.

Abfallvermeidung im österreichischen Lebensmittelgroßhandel

C. Pladerer & P. Hietler
Österreichisches Ökologie-Institut, Abteilung Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die im Oktober 2019 veröffentlichte Studie des Österreichischen Ökologie-Institut, in Kooperation mit dem WWF Österreich und Kastner erhebt erstmals Zahlen für den Anfall an Lebensmittelabfällen im österreichischen Lebensmittelgroßhandel. Insgesamt **10.300 Tonnen Lebensmittel im Wert von 21,5 Millionen Euro** werden in diesem Sektor entsorgt. Das erhöht auch die Zahl der gesamten Lebensmittelabfälle in Österreich.

1 EINLEITUNG

Abfallvermeidung ist der oberste Grundsatz der europäischen Abfallpolitik. Insbesondere die Reduktion von vermeidbaren Lebensmittelabfällen ist aus ethischen, ökologischen, sozialen und ökonomischen Gründen zu priorisieren. Lebensmittelabfälle entstehen entlang der gesamten Wertschöpfungskette.
Bis zur Durchführung der Studie waren noch keine Daten zum Lebensmittelgroßhandel bekannt. Mit dem vorliegenden Projekt wurde nun eine Wissenslücke geschlossen und **Zahlen zu den vermeidbaren Lebensmittelabfällen im Lebensmittelgroßhandel in Österreich** errechnet. Des Weiteren wurden Vermeidungsmaßnahmen erhoben.
Die Ernährung hat große Auswirkungen auf die Natur und Umwelt. Rd. ein Viertel der globalen Treibhausgasemissionen werden durch die menschliche Ernährung verursacht, insbesondere durch Landnutzungsänderungen sowie eine energie- und emissionsintensive Landwirtschaft. Die Landwirtschaft nimmt global 50 % der eisfreien Fläche ein. In Österreich ist ein Viertel des ökologischen Fußabdruckes auf die Ernährung zurückzuführen. Der Anbau der Lebensmittel verbraucht fossile Energie, Dünger und Pestizide. Insbesondere bei einer intensiven Landwirtschaft werden Böden erodiert und gehen als landwirtschaftliche Nutzfläche verloren. Weltweit kommt es in vielen Ländern zur Wasserknappheit und Zerstörung von Regenwäldern zugunsten der Landwirtschaft. Für die Herstellung wie auch für die Verarbeitung, Lagerung, Logistik und Entsorgung von Lebensmitteln werden Energie und Ressourcen eingesetzt und es entstehen Treibhausgase.

2 METHODE UND ERGEBNISSE

Der österreichische Lebensmittelgroßhandel besteht lt. den Strukturdaten der Statistik Austria 2017 und dem Branchenbericht der WKO 2017 aus rd. 2.400 Unternehmen mit einem Gesamtumsatz von rd. 19 Mrd. Euro jährlich. Diese Unternehmen beschäftigen rd. 31.000 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter. Es wird zwischen neun Segmenten unterschieden: „Obst und Gemüse“, „Fleisch und Fleischwaren“, „Milch und Eier sowie Speiseöle“, „Getränke“, „Zucker- und Süßwaren sowie Backwaren“, „Kaffee und Tee sowie Kakao und Gewürze“, „sonstige Nahrungsmittel“ und „verschiedene Nahrungsmittel“. Das Segment „Tabakwaren“ ist als Genussmittel Teil des österreichischen Lebensmittelgroßhandels, wurde aber im Projekt von vornherein nicht berücksichtigt. In den oben beschriebenen Daten der Statistik Austria und der WKO sind zahlreiche landwirtschaftliche Betriebe und Lebensmittelproduzenten enthalten. Im Zuge des Projektes wurden die Zahlen revidiert und auf Großhändler angepasst.

Im Laufe des Projekts stellte sich heraus, dass sich unter den gelisteten Großhandelsunternehmen eine Vielzahl an produzierenden Unternehmen oder landwirtschaftlichen Erzeugergemeinschaften bzw. Genossenschaften befinden. Die Zahlen der vermeidbaren Lebensmittelabfälle aus der Lebensmittelproduktion (inkl. des dazugehörigen Lagers und Handels) wurden bereits im Projekt „Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelindustrie“ erhoben. Doppelzählungen entlang der Wertschöpfungskette müssen dringend verhindert werden.
Folgende Systemabgrenzungen wurden durch das Projektteam angewandt, um eine klare Definition des österreichischen Lebensmittelgroßhandels, und damit eine scharfe Trennlinie zu anderen Sektoren zu erhalten:

- Der Absatz der Ware erfolgt nicht an Konsumentinnen und Konsumenten, sondern an Wiederverkäufer (Abgrenzung zum Einzelhandel).
- Dem Handel ist keine Produktion vorangeschaltet (Abgrenzung zur Produktion und der Landwirtschaft).

In einem Großhandelsunternehmen werden Waren zugekauft, gelagert und wiederverkauft. Dabei kommt es beim Wareninput zu Retouren bei der Warenübernahme bzw. Qualitätskontrolle. Diese Waren gehen entweder zurück zum Verkäufer oder werden vom Großhändler entsorgt (bzw. ist der Weg zurück teils unbekannt). Beim Warenoutput kommt es ebenfalls zu Retouren bzw. Reklamationen der KundInnen des Großhändlers. Diese Waren werden von der Kundin oder dem Kunden des Großhandelsunternehmens retourniert. Im Zuge der Lagerhaltung entstehen im Unternehmen Abfälle wie bspw. Lebensmittelabfälle. Die Gründe für Lebensmittelabfälle sind Retourwaren und Reklamationen, Bruch und Verderb sowie Überlagerungen von Lebensmitteln.
Im Projektverlauf wurde erkenntlich, dass der Großteil der Unternehmen in den Segmenten „Obst und Gemüse“, „Fleisch und Fleischwaren“, „Getränke“, „Zucker- und Süßwaren sowie Backwaren“, „Kaffee und Tee sowie Kakao und Gewürze“ nicht als Teil des oben definierten Lebensmittelgroßhandels betrachtet werden können, weil der Handelstätigkeit eine Produktion vorgeschaltet ist. Daraus folgt, dass lediglich Unternehmen aus den Segmenten „Milch und Eier sowie Speiseöle“, „sonstige Nahrungsmittel“ und „verschiedene Nahrungsmittel“ für die Untersuchung herangezogen werden konnten[1].
Der österreichische Lebensmittelgroßhandel setzt somit 8,5 Mrd. Euro pro Jahr um und beschäftigt rd. 15.000 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter. Der Lebensmittelgroßhandel umfass rd. 900 Unternehmen (über alle Unternehmensgrößenklassen verteilt). Rund **110 Unternehmen sind Lebensmittelgroßhändler** ohne landwirtschaftliche oder industrielle Produktion und gehören zur Unternehmensgrößenklasse zehn Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter und aufwärts. Diese setzen über 90 % der Waren des Lebensmittelgroßhandels um und beschäftigen über 90 % der Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen. Diese standen im Fokus des Projektes.

Exkurs: Gastronomiegroßhandel

Gastronomiegroßhandelsunternehmen sind typische Lebensmittelgroßhändler, die Waren bestellen und an Gastronomen weiterverkaufen. Diese fallen unter das Segment Großhandel mit „verschiedenen Nahrungsmitteln“ und „sonstigen Nahrungsmitteln“. In Österreich sind rd. 40 Gastronomiegroßhandelsunternehmen mit mehr als zehn Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter tätig. Es gibt zwei Unterscheidungen zwischen

[1] Im weiteren Textverlauf wird der Begriff österreichischer Lebensmittelgroßhandel verwendet, wenn von den drei Großhandelssegmenten „Milch und Eier sowie Speiseöle“, „sonstige Nahrungsmittel“ und „verschiedene Nahrungsmittel“ gesprochen wird.

Gastronomiegroßhändlern, jene ohne Abholmärkte und jene mit Abholmärkten (auch Cash and Carry genannt).
Gastronomiegroßhändler ohne eigene Abholmärkte bestellen auf Kundenwunsch Waren und liefern diese aus. Gastronomiegroßhändler mit eigenen Abholmärkten bestellen und liefern Waren ebenfalls auf Kundenwunsch, haben aber noch zusätzlich Märkte. In diesen Märkten ist das Sortiment des Unternehmens vorhanden und Gastronomen bzw. Gewerbetreibende können dort eigenständig Waren einkaufen.

2.1 Herangehensweise und Methode

Zu Beginn des Projektes wurde der Markt analysiert, damit einerseits eine Definition für Lebensmittelgroßhandelsunternehmen gefunden wird und andererseits repräsentative Unternehmen aus der Branche identifiziert werden konnten.
Der Fokus des Projektes zur Datenerhebung bzw. Teilnahme am Projekt lag auf Unternehmen mit mehr als zehn Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter. Die entsprechenden 110 Unternehmen wurden entweder telefonisch, persönlich per E-Mail oder per Online-Umfragebogen angefragt, an der Studie teilzunehmen. Die Unternehmen sollten Daten zu vermeidbaren Lebensmittelabfällen in Kilogramm und Euro sowie den Unternehmensumsatz angeben. Des Weiteren wurden geplante sowie bereits implementierte Vermeidungsmaßnahmen abgefragt. Die Unternehmen lieferten die Daten in unterschiedlicher Form. Für eine Hochrechnung der Menge wurden Angaben in Kilogramm und als monetäre Verluste in Euro benötigt. Unternehmen, welche keine Angaben zu Massenvornehmen konnten, stellten lediglich die monetären Abschriften zur Verfügung. Diese Buchungssätze wurden dann mit Masseangaben hinterlegt. Die Ausbuchungen wurden auf Ebene der Artikelbeschreibung angegeben. Darin waren die Produktgruppen sowie die Artikelnamen inklusive Packungsgrößen (bspw. lautet der Buchungssatz: Teebutter 250 g Packung) vermerkt. Die Masseangabe (in Kilogramm) wurde für die einzelnen Artikel herausgearbeitet. Im Anschluss daran wurden diese summiert und die vermeidbaren Lebensmittelabfälle für ein Unternehmen errechnet.
Auf Basis der Masseangaben bzw. umgerechneten monetären Werten wurde mit den Unternehmensumsätzen sowie den Gesamtumsätzen der Branchen auf die vermeidbaren Lebensmittelabfälle in Tonnen und Euro hochgerechnet. Die Ergebnisse wurden anonymisiert und kumuliert und mit einer Schwankungsbreite angeführt.

2.2 Ergebnisse

Im **österreichischen Lebensmittelgroßhandel** werden Lebensmittel im Umfang von rd. 8,5 Mrd. Euro umgesetzt. Der Wert der Waren, die im Großhandel zugekauft werden, beläuft sich auf rd. 7,6 Mrd. Euro.
Die **110 Lebensmittelgroßhändler** ohne landwirtschaftliche oder industrielle Produktion gehören zur Unternehmensgrößenklasse zehn Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter und aufwärts. Diese setzen über 90 % der Waren des Lebensmittelgroßhandels um und beschäftigen über 90 % der Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen. Diese standen im Fokus des Projektes.
Es wurden von 15 Unternehmen Daten und Antworten erhalten. Dies entspricht einer Rücklaufquote von rd. 15 %. Der Marktanteil der teilnehmenden Unternehmen beträgt rd. 20 % am Gesamtumsatz.
Die Hochrechnung ergab, dass rd. 10.300 Tonnen (+/- 9,7 %) an vermeidbaren Lebensmittelabfällen pro Jahr im österreichischen Lebensmittelgroßhandel anfallen. Dies entspricht einem **monetären Verlust von rd. 21,5 Mio. Euro.** Dies bedeutet, dass **0,3 % des Warenzukaufs** als vermeidbare Lebensmittelabfälle entsorgt werden.

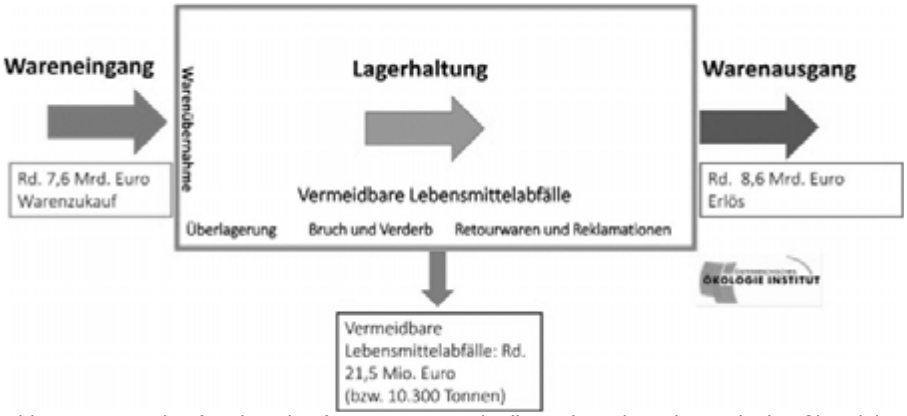


Abb. 1: Warenzukauf und -verkauf von Waren sowie die Verluste im Lebensmittelgroßhandel.

2.2.1 Exkurs: Vermeidbare Lebensmittelabfälle im Gastronomiegroßhandel mit Abholmarkt (Cash and Carry)

Die **Gastronomiegroßhandelsunternehmen mit einem Abholmarkt** (Cash and Carry; siehe Definition in Kapitel 2.1) setzen in Österreich rd. 2,2 Mrd. Euro im Jahr um, das entspricht rd. 26 % des Gesamtumsatzes des österreichischen Lebensmittelgroßhandels.

Im Gastronomiegroßhändler mit Abholmarkt fallen jährlich **rd. 4.600 Tonnen (+/- 3,7 %) vermeidbare Lebensmittelabfälle** (von insgesamt im 10.300 Tonnen) im Wert von 11,2 Mio. Euro an. Dies entspricht rd. 45 % der Lebensmittelverschwendung im Großhandelssektor und einem Verlust an Waren gemessen am Umsatz von rd. 0,5 %.

Im Folgenden sind Ergebnisse aus dem Cash and Carry Sektor von Unternehmen mit einem Marktanteil von über 50 % errechnet worden. Auf Basis der erhobenen Daten bzw. der erhaltenen Abschriften können die vermeidbaren Lebensmittelabfälle in Produktgruppen nach Masse und monetärem Wert aufgeteilt werden.

Die unten dargestellten Ergebnisse sind kumuliert und anonymisiert und beziehen sich auf einen durchschnittlichen Monat (im Jahr 2018). Die Daten an vermeidbaren Lebensmittelabfällen wurden über unterschiedliche Zeiträume von den Unternehmen übermittelt, daher wurden die Daten auf einen Monat heruntergerechnet und zusammengefasst.

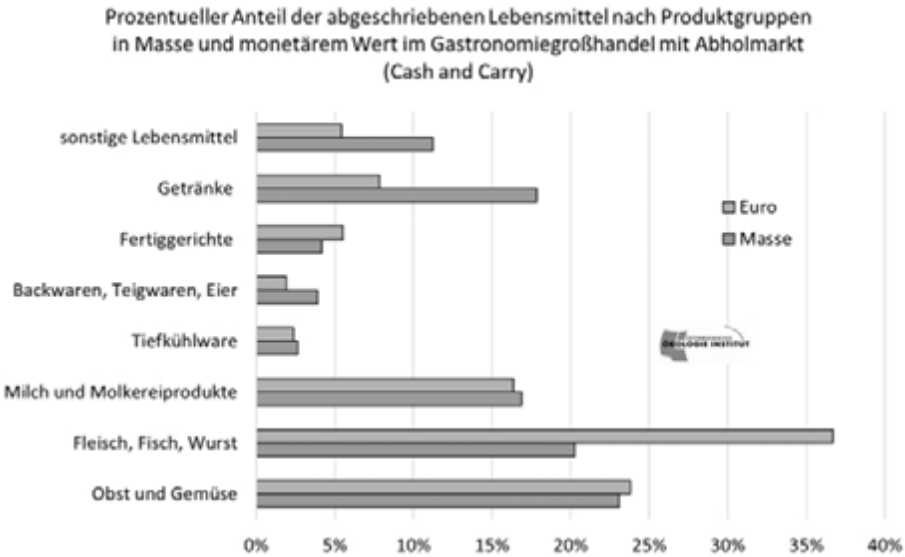


Abb. 2: Prozentueller Anteil der abgeschriebenen Lebensmittel nach Produktgruppen in Masse und Euro bei Großhandelsunternehmen mit Cash and Carry.

Die obige Abbildung stellt den prozentuellen Anteil der abgeschriebenen Lebensmittel nach Produktgruppen in Masse und Euro bei Großhandelsunternehmen mit Cash and Carry dar. Es zeigt sich, dass hier Waren aus dem Frischebereich, d.h. Obst und Gemüse, Fleisch, Fisch und Wurstwaren sowie Molkereiprodukte den größten Anteil ausmachen.
Nach monetären Werten zeigt sich, dass Fleisch, Fisch und Wurstwaren den höchsten Wert aufweisen, gefolgt von Obst und Gemüse.
Bei den Produktgruppen, die nach Masse und monetären Werten am häufigsten abgeschrieben werden, handelt es sich um Frischprodukte, die eher leicht verderblich sind. Die meisten Lebensmittelabfälle sind nach Angaben der teilnehmenden Unternehmen (Cash and Carry) nicht im Lager zu finden, weil viele Produkte meist rein auf Bestellung angeschafft und weitergeliefert werden. Die Mengen sind zurückzuführen auf die Abholmärkte, in denen wie beim Lebensmitteleinzelhandel (LEH) ein gewisses Sortiment vorhanden sein muss.
Überraschend ist die relativ große Menge an abgeschriebenen Getränken, da diese in der Regel eine längere Haltbarkeit besitzen. Gründe dafür sind eine erhöhte Bruchquote sowie die Überlagerung von Getränken und somit eine Überschreitung des MHD. Eine Überlagerung entsteht vorzugsweise bei einem zu großen Sortiment bzw. bei Saisonware (bspw. bei Radler im Sommer).
In der nachfolgenden Tabelle sind die prozentuellen Anteile der abgeschriebenen Lebensmittel nach Masse und Euro aufgelistet.

Tab. 1: Prozentueller und absoluter Anteil der abgeschriebenen Lebensmittel nach Produktgruppen in Masse und Euro bei Großhandelsunternehmen mit Cash and Carry.

Produktgruppe	%-Anteil an abgeschriebenen Lebensmittel nach Masse	Abgeschriebene Lebensmittel in Tonnen	%-Anteil an abgeschriebenen Lebensmittel nach Euro	Abgeschriebene Lebensmittel in Euro
Obst und Gemüse	23 %	1.060	24 %	2.670.000
Fleisch, Fisch und Wurst	20 %	930	37 %	4.112.000
Milch und Molkereiprodukte	17 %	780	16 %	1.831.000
Tiefkühlwaren	3 %	120	2 %	266.000
Backwaren, Teigwaren, Eier	4 %	180	2 %	215.000
Fertiggerichte	4 %	190	6 %	617.000
Getränke	18 %	820	8 %	879.000
Sonst. Lebensmittel	11 %	520	5 %	610.000
SUMME	100 %	4.600	100 %	11.200.000

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die hochgerechneten Daten zeigen die vermeidbaren Lebensmittelabfälle im österreichischen Lebensmittelgroßhandel. Es wurde darauf geachtet, die Doppelzählung von Mengen von vermeidbaren Lebensmittelabfällen zu vermeiden.
Unternehmen des Lebensmittelgroßhandels setzten bereits Maßnahmen zur Lebensmittelabfallvermeidung und versuchen so effizient wie möglich zu arbeiten. Der Verderb an Lebensmitteln im Lebensmittelgroßhandel beträgt rd. 0,3 % gemessen am Warenzukauf und ist bereits sehr niedrig. Allerdings entstehen immer noch rd. 10.300 Tonnen vermeidbare Lebensmittelabfälle pro Jahr. Jedes Kilogramm an vermiedenen Lebensmittelabfällen hat ökologische und soziale Konsequenzen und durch weitere Umsetzung von Maßnahmen gegen Lebensmittelabfälle können diese großteils vermieden werden.
Es zeigte sich, dass das Projekt einige Herausforderungen mit sich brachte, die allerdings weitestgehend gelöst wurden.
Eine Frage, die sich im Zuge des Projekts nicht beantworten ließ, betrifft jene Lebensmittelabfälle, die durch Reklamationen des Lebensmittelgroßhandels zum Lieferanten entstehen. Insbesondere wenn die Ware aus dem Ausland importiert wird, ist davon auszugehen, dass die Produkte nicht zurück an den Produzenten geliefert werden, sondern anderswertig entsorgt werden.
Die Weitergabe von Lebensmitteln an soziale Einrichtungen wird bereits von einigen Lebensmittelgroßhandelsunternehmen durchgeführt. Allerdings fehlen Aufzeichnungen zu Mengen und Warenwerten der Weitergaben, weshalb sich keine Aussagen dazu treffen lassen.
Eine weitere Erkenntnis war, dass es auch Bedenken für Maßnahmen zur Lebensmittelabfallvermeidung geben kann. Ein konkretes Beispiel dafür ist ein verbilligter Verkauf von Lebensmitteln, die nahe dem MHD sind. Die Bedenken des Unternehmens bei dieser Aktion kann ein Imageverlust sein im Sinne von, dass Kundinnen und Kunden denken, das Unternehmen verkaufe viel „alte Ware“.
Folgende Empfehlungen werden vorgeschlagen:

- Unternehmen des Lebensmittelgroßhandels können der **Vereinbarung 2017 – 2030 zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen bei Lebensmittelunternehmen des BMNT beitreten.** Die der Vereinbarung beigetretenen Unternehmen tragen durch die Umsetzung von verpflichtenden wie auch freiwilligen Maßnahmen dazu bei, den Anteil an vermeidbaren Lebensmittelabfällen zu reduzieren. Von den verpflichtenden Maßnahmen ist eine bestimmte Mindestanzahl umzu-

setzen. **Die Schulungsmaßnahmen der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter sowie die stetige Meldung von Daten bezüglich vermeidbarer Lebensmittelabfälle im Unternehmen sind verpflichtend.**

- Lebensmittelgroßhandelsunternehmen sollten unbedingt eine **Kooperation mit einer sozialen Einrichtung zur Weitergabe von Lebensmittel** vereinbaren. Lebensmittelgroßhändler sind prädestiniert für eine Weitergabe, da die Lebensmittel zur Weitergabe in aller Regel im Lager bereitgestellt werden können und soziale Einrichtungen größere Mengen niederschwellig abholen können.
- Unternehmen sollten die Mengen und Produktgruppen, die weitergegeben werden, monitoren, um einen **Überblick der Weitergabequote** zu haben.
- **Erstellung eines unternehmensinternen Leitfadens zur Abfallvermeidung:** Durch einen **Leitfaden für die Abfallvermeidung können** Richtlinien zur (Lebensmittel-)Abfallvermeidung für alle Standorte bzw. das gesamte Unternehmen definiert werden. Abläufe können so vereinheitlicht und Vorgaben oder Rahmenbedingungen zur Abfallvermeidung geschaffen werden. Bei der Erarbeitung des Leitfadens sollte auf die Beteiligung aller Schlüsselpositionen geachtet werden, um klare Zielsetzungen, Machbarkeit, Implementierung und Akzeptanz sicherzustellen.
- **Investitionen in die Abfallvermeidung:** Damit Abfallvermeidung in einem Unternehmen forciert werden kann, bedarf es **Zeit und Geld.** Es ist dringend notwendig, dass der Personalaufwand budgetiert und freigegeben wird. Damit (Lebensmittel-)Abfälle vermieden werden können sind teils zusätzliche Arbeitsschritte notwendig. MitarbeiterInnen müssen dazu Arbeitszeit aufwenden, sei es bspw. bei der Bereitstellung von Waren für den Verkauf an Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter oder zur Weitergabe von Lebensmitteln an soziale Einrichtungen.
- **Einführung von Monitoring-Tools und Prognoseprogrammen:** Eine Einführung bzw. Verwendung von Monitoring-Tools und Prognoseprogrammen ist für eine rasche Auswertung von Verderbszahlen und ein schnelles Gegensteuern unerlässlich. Auch längerfristige Reduktionziele lassen sich dadurch evaluieren.
- **Sortimentsoptimierung:** Ein großes Sortiment führt eher dazu, dass Lebensmittel ablaufen oder verderben. Übersichtlichkeit im Sortiment reduziert die Lebensmittelabfälle. Sortimente bzw. Artikel sollten regelmäßig überprüft werden. Produkte die weniger oder selten nachgefragt werden, können aus dem Sortiment genommen werden bzw. der Lagerbestand reduziert werden.
- **Verkauf von Lebensmittel in Einzelstücken:** Durch den **Verkauf von Einzelstücken** (bzw. durch kleinere Mengenangebote) kann die Bedarfsplanung der Kundinnen und Kunden des Lebensmittelgroßhandels erleichtert und damit Lebensmittelabfall verhindert werden.
- **Lagerhaltung: First-In, First-Out.:** Um Überlagerung zu verhindern, muss das first-in, first-out Prinzip angewandt werden: Ware, mit zeitlich näherem Mindesthaltbarkeitsdatum, wird zuerst verkauft. Es kann passieren, dass Paletten bzw. Waren im Lager vergessen werden. Ein Grund dafür kann fehelende Kommunikation zwischen den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern sein, wenn z.B. ein Schichtwechsel stattfindet. Klare Arbeitsabläufe zur Prüfung der Lagerware und häufige MitarbeiterInnen-Sensibilisierung zum Thema sind notwendig, um das Prinzip auch operativ umzusetzen. Auch im Abholmarkt sollte das first-in, first-out Prinzip angewandt werden, jedoch hat auch die Kundin oder Kunde Einfluss auf die Produktwahl. Auch hier bedarf es Aufklärung.
- **Kontrolle der Lebensmittel bei der Warenübernahme:** Eine **genaue Kontrolle bei der Warenübernahme** ist essenziell. Damit kann ausgeschlossen werden, dass bereits verdorbene oder beschädigte Ware übernommen wird. Insbesondere bei der Anlieferung in der Nacht muss aufgrund der Dunkelheit verstärkt kontrolliert werden. Zusätzliche Scheinwerfer können hier Abhilfe schaffen.

- **Vorbestellungen im Lebensmittelgroßhandel vermeiden Lebensmittelabfälle:** Je mehr **Vorbestellungen** gemacht werden, desto geringer ist das Lagerrisiko und desto weniger Lebensmittelabfälle entstehen. Eine wirkungsvolle Maßnahme ist es Anreize zu Vorbestellungen zu schaffen.
- **Bruchschäden von Lebensmittel vermeiden: Schulung und Sensibilisierung von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern: MitarbeiterInnen- Sensibilisierung** muss häufig durchgeführt werden. Immer wieder darüber sprechen, Bewusstsein zum Thema bilden, Werkzeuge mitgeben sowie genaue Zielsetzungen und Anreize schaffen, um möglichst wenig Lebensmittelabfall zu generieren. Es sollten im Unternehmen regelmäßige Schulungen stattfinden, welche die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter bezüglich der Wertigkeit von Lebensmittel und den Umgang damit sensibilisieren.
- **Abverkauf von Lebensmittel nahe dem Mindestaltbarkeitsdatum (MHD): Aktiver Abverkauf** am Telefon von Waren, die kurz vor der Erreichung des MDH sind. Diese werden vergünstigt und proaktiv angeboten. Die Einführung dieser Maßnahme kann zu großen Einsparungen führen.
- **Achtsames Fahren, achtsame Handhabe der Fahrzeuge** im Lager. Im Rahmen der Tätigkeiten im Lager kann es vermehrt zu Warenbruch kommen. Eine Evaluierung der Gründe für Bruchschäden sowie regelmäßige Schulungen der Beschäftigten zur Vermeidung von Bruchthemen soll im Unternehmen umgesetzt bzw. eingeführt werden.

LITERATUR

Hietler P. und Pladerer C., Abfallvermeidung im österreichischen Lebensmittelgroßhandel, in Kooperation mit dem WWf Österreich und Kastner, gefördert von Abfallvermeidungsförderung der Sammel- und Verwertungssysteme, Wien, 2019

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems

Pladerer C. und Hietler P., Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion, in Kooperation mit FH Wiener Neustadt für Wirtschaft und Technik GmbH Campus Wieselburg, Lebensmittel-Cluster Oberösterreich, Lebensmittel Cluster Niederösterreich und pulswerk GmbH, gefördert von Abfallvermeidungsförderung der Sammel- und Verwertungssysteme, Wien, 2017

WWF, 2015, Achtung: heiss und fettig – Klima und Ernährung in Österreich, Schutter et al, Institute for Ecological Economics Wirtschaftsuniversität Wien (WU)

English abstracts

Theoretical and real recyclability

R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Management, Leoben, Austria

More and more products advertise with the attributes "*recyclable*" or "*compostable*" and thus signal to the consumer that they are particularly environmentally friendly. From the point of view of waste management, the question is justified whether these products are really recycled and how they behave in our REAL waste management system.
Unfortunately, many promises cannot be upheld. The recyclability often only relates to the material that could theoretically be recycled. However, this is far from being technically recyclable. This also includes detectability e.g. by sensors, but also the ability to be ejected into sorting machines in order to separate a particle from a material flow. A suitable recycling process for the concentrate obtained in the sorting must also be available and usable.
In real waste management systems, however, the behavior of the waste producer, the presence and influence of the collection system, the real pollution and the regional aspects, such as the existence of suitable sorting systems, must also be taken into account. If all of this is taken into account, then we can speak of real recyclability.
In the future, recyclability should be redefined. Detectability and sortability, but also the suitability of the collection systems, must be taken into account. The verification of the recyclability should also be secured through experimental tests. The new testing and research facility *"Digital waste characterization Lab"* at Montanuniversitaet is introduced. The stage model of recyclability and the method of material usage time are presented. If we find more and better recyclable products in our waste management plants in the future, we will be technically able to separate and recycle them.
Legislation is called upon to create the appropriate framework conditions and incentive systems for this privilege of recyclable products. Eco-modulation is an effective way of doing this.

About the performance of modern waste processing technology

T. Pretz
RWTH Aachen University, Waste Processing and Recycling, Aachen, Germany

This article focusses on municipal waste and those fractions that can be created by separate collection. Unfortunately, the technical process is always depending on the quality of waste that is produced based on individual decisions of people using both residual waste bins and those foreseen for recyclables. Neither the knowledge nor the capability of people is on highest level though impurities in all fractions of separate collected waste types occur.

Technology is confronted with performance expectations, on one side from the society that creates recycling goals and on the other side from industry asking for high quality secondary raw materials. Material properties of recyclables from households are characterized by low bulk density, large variation, impurities covering part of particle surfaces and moisture that is able to influence materials behavior during processing. The most important task for operators is to present all waste particles liberated in order to be identified and finally sorted by sensor-based sorting technology.

Waste processing technology today often is used in a two-step operation and sensor-based sorting is used in both. First step is sorting of waste pieces without a reduction of particle sizes and creating concentrates on a level of about 90 % concentration of a goal product including moisture and all surface contaminations. In a second step the concentrates are shredded in order to liberate in particular different materials included. A second sorting together with several specialized cleaning processes is able to produce highly concentrated products with a quality of 99 % and more.

If there are ideal conditions of the input material modern single particle sorting based processing technology will perform on a high level. Reality often is away from ideal conditions resulting in process losses and an efficiency lower than expected. Without any influence on the behavior of waste producing households and the quality of waste input for the plants operators are in the dilemma to fulfill recycling goals both of the society and industry looking for resources to use for new products based on secondary raw material.

Developing the lithium-ion battery value chain for recycling in Austria

P. Beigl, S. Scherhaufer, F. Part & S. Salhofer
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

T. Nigl, M. Altendorfer & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

I. Meyer & M. Sommer
Austrian Institute of Economic Research, Vienna, Austria

The importance of electric vehicles in the national vehicle fleet and accordingly the demand for Lithium-ion batteries (LIB) will increase in future. The group of electric private cars includes battery electric vehicles (BEV), fuel cell electric vehicles (FCEV), hybrid electric vehicles (HEV), pedelecs, and electric scooters. In Austria, the relevance of electric driven transport vehicles, is still low, but this is expected to eminently change in future. LIB contain valuable metals (e.g. Cu, Co, Al) and components (e.g. electrode coating, printed circuit boards) with rising potential for recycling and re-use, thus call for action to keep these scarce materials in the economy. Currently, only very small battery volumes are reaching their end of life (EoL). Therefore, no specific recycling plants are existing in Austria. Hence, it is crucial to understand how to efficiently and effectively re-cover valuable materials from EoL batteries in near future. Furthermore, design for recycling and prolongation of life time, e.g. with re-use as energy storage facility, has to be enhanced in the view of a circular economy. Emerging recycling technologies are a core element of a holistic battery recycling system. In recent years LIB recycling has been evolving from lab-scale to full industrial recycling. Well-founded decisions about the technology mix and system setup are thus required.
Austria has a high potential for inclusion in the future circular value chain of lithium-ion batteries, as Austrian enterprises play an important role in both automotive and recycling industry.
Objectives of this study cover the analysis of economic impacts based on low-carbon energy scenarios with resource use of LIB in a circular economy, the assessment of framework conditions for a full-scale recycling process in Austria, and the creation of a technology roadmap for a holistic system ranging from second life approaches over take-back and collection systems to innovative recycling technologies.
Methods will cover the assessment of recycling technology based on process engineering and optimisation, the assessments of product characteristics using internal databases and dismantling trials, sustainability assessment of impacts of design for recycling or second life, and the quantification of economic impacts and e-mobility scenarios using the “WIFO.DYNK model”.
Expected results cover a technology roadmap for holistic options for LIB recycling and re-use considering take-back schemes and reverse logistics, an action plan covering economic instruments for setup and development of a value chain for LIB in Austria, and an economic assessment of potential added value and employment effects through the measures.

Second-life batteries from e-mobility application

V. Stein & A. Arnberger
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Austria

A. Nickl
AVL DiTEST, Graz, Austria

R. Ungerböck
Grazer Energieagentur, Graz, Austria

M. Werinos
AVL List, Graz, Austria

Batteries from e-mobility create various unique challenges to the recycling industry. With sales of BEVs on the rise in the next years it is imperative to establish a circular economy approach for these batteries along the entire supply chain. Due to quality standards within the industry, batteries are removed from the vehicle when the capacity drops below 80 % meaning a lot of potential energy remains unused. Therefore a scheme for tapping this energy in other applications would create multiple benefits the first being a substantial increase in Lifetime as a product. Additionally the threat of fire resulting from storage of charged, unused batteries is reduced.

To implement a Circular Economy approach the *SecondLife* project is planning and constructing a Storage Unit out of used batteries for Peak Shaving. In the process these major challenges have been revealed: Assessment of the State of health and State of Charge is very challenging if there is no access to the BMS system of the vehicle. This is coupled with the huge variety of setups of the electric vehicles, which are significantly altered in design with every model compared to previous models. Also it has to be noted that the current supply of ‚old' battery packs is limited, thus the real wear and tear on the Packs or modules was not considered.

Lithium-ion-batteries: Requirements for the recycling process of the future

S. Windisch, A. Holzer, C. Ponak, P. Nagovnak & H. Raupenstrauch
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

Due to their properties, lithium-ion batteries (LIB) are used in a wide range of applications, including mobile electronics, electromobility and stationary storage systems. Each of these applications has different requirements for the battery used, which leads to a variety of LIB types that differ in their cell chemistry, structure and properties. The choice of the cathode material, which mostly consists of a lithium metal oxide structure and is subject to continuous development, has a particularly large influence on the properties of a cell. Since metals such as cobalt, nickel, manganese, or lithium, which are used in these cathode materials, are valuable and partly critical raw materials, the recycling of LIBs is of great relevance. However, because of the fast-evolving cell chemistries, the future waste stream is expected to be very dynamic and poses a challenge for recycling processes. This article describes the development and diversity of cathode materials and derives requirements for future treatment and recycling processes. The rapid development of LIB cells towards nickel-rich cathode materials causes economic problems for existing processes and points out the need for a flexible treatment, which has to cope with a varying chemical composition of the future waste stream.

Mechanical processing of lithium-ion-batteries in dependence to the dismantling level

T. Lyon, T. Mütze & U.A. Peuker
TU Bergakademie Freiberg, Institute of Mechanical Process Engineering and Mineral Processing, Freiberg, Germany

Electrochemical energy storages are of increasing importance. This trend is related to actual topics like energy transition and the electromobility. Lithium-Ion-Batteries are the state of art for the challenging standards like in the automotive sector. With the rising number of applications that use Lithium-Ion-Batteries also the demand on raw materials like cobalt rises. In correlation to that, the amount of End of Life Batteries will obviously rise. These spend batteries will be an important source of secondary raw materials which require sophisticated recycling approaches.

The mass of Lithium-Ion-Batteries of electric and hybrid electric vehicles varies between a few and several hundred kilograms. Due to this, some established recycling processes use initially a manual dismantling down to module level. The benefit of dismantling is the more convenient handling of modules and their lower risk potential. For example, the necessary machine size for the liberation of the valuables drops significantly. In addition, all demounted parts can be reused or send directly to existing recycling facilities. And finally, the batteries can be deep discharged by bypassing the Battery Management Unit.

Dismantling down to cell level has the disadvantage to be more time consuming. Nevertheless, even more material could be recycled directly like the metal case of the modules, their printed circuit boards and some other materials. With that, the number of different materials drops, that have to be separated after liberation. Therefore, it saves sorting steps. Also the machines for liberation can be much smaller.

In the present study, a few battery systems were dismantled manually to investigate the dependence of the process results to the dismantling level. Furthermore, battery cells and module periphery were crushed and separated mechanically. Based on that, the time for dismantling and complexity of sorting were compared with the sorting efficiency.

Investigations on the mechanical delamination of electrodes from spent lithium-ion batteries

D.M. Werner, T. Mütze, S. Schrader & U.A. Peuker
TU Bergakademie Freiberg, Institute of Mechanical Process Engineering and Mineral Processing, Freiberg/Saxony, Germany

The development of ever more powerful lithium-ion batteries and the worldwide growth of electro mobility are causing an increasing and in the near future an economically interesting amount of waste. A main component of Lithium-ion batteries are the electrodes, a material composite, which consists of a conductive foil and an active material applied to it. The current conductors of the electrodes are made of copper and aluminium foils, which are coated on the anode side with natural graphite and on the cathode side with lithium metal oxides in varying proportions of nickel, manganese and cobalt, respectively. When disposing of production waste or spent batteries, the electrodes are the target components for material recycling due to their intrinsic value, legal requirements and the generally good recyclability of the metals.

For successful reuse, these material composites must be liberated and separated into appropriate material classes. Currently, the delamination is mainly carried out by thermal methods on an industrial scale, whereby chemical methods are also used for various laboratory applications. However, the former method is very energy-intensive, the latter requires irritating or hazardous solvents to dissolve the binder components.
Alternatively, research is being conducted on a dry mechanical preparation technology. Impact stress is applied mechanically to the electrodes, which ideally leads to a break between the conductor foil and the coating material. In the course of the presentation, the use of different impact mills (hammer, turbo rotor and fine impact mill) will be compared, whereby speeds, residence times and tools were varied. The conductor foils are on the one hand decoated due to the mechanical stressing, on the other hand they are also crushed and deformed. The latter material changes also have a positive influence on the subsequent separation processes such as classification and aerostatic sorting. The presentation will discuss the methodology and selected results for decoating, deformation and sorting of different electrodes. Based on the generated product qualities, a recommendation for the preparation of an electrode mixture is derived with regard to modified and future electrode coatings.

Recycling of aluminium scrap with a high organic content

S. Wibner & H. Antrekowitsch
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria

Aluminium scrap is often contaminated with a wide variety of materials, such as plastics, seals, woods or it exists in a varnished form. These are organic materials, which cause reactions in aluminium melting furnaces and lead to the loss of metallic Al. In the theoretical part of this work, an explanation of the customary industrial processes for recycling of Al scrap with a high organic content is given. Typically, it is processed in refiners where molten salts are used for the production of casting alloys, including deoxidation granules that are used in steel production. The melting process in a two-chamber furnace with pyrolysis in the scrap chamber offers a further possibility for producing these granules, whereby organic constituents can be removed partially before the actual melting of the scrap. In order to be able to recycle highly contaminated feedstock materials, it is essential that there is a sufficient number of kiln units available. For that reason, this research paper includes a map of Al recycling companies that use salt drum furnaces and are located in the vicinity of Leoben. In the experimental part, laboratory trials are carried out to determine the metal yields of mixed Al scrap with a high organic content. The basic metallurgical conditions are set in such a way that they can be compared with the industrial melting units. The best results were achieved by using molten salts for the recycling process. For the processing of contaminated scraps in a two-chamber furnace, a previous pyrolysis also leads to an increase in metal yields and to a reduction in the amount of formed dross.

Pyrometallurgical metal recovery from preprocessed shredder residues

H. Lugmayr, K. Bernegger, M. Riedl & C. Mlinar
Bernegger GmbH, Molln, Austria

Currently, no sustainable final recovery solution exists for the low-metal bearing residues from the shredder light fraction (SLF) and shredder heavy fraction (SHF) treatment coming from end-of-life vehicles (ELV) processing. Therefore, the potential of SLF and SHF containing valuable metals is not exploited completely regarding secondary raw material recovery.

In an innovative new pyrometallurgical process, fine-grained residues from an existing mechanical shredder residue processing plant are further processed. Metallurgical plant technology is thereby combined in an innovative way with the latest technology of thermal waste-treatment. The main innovative aspect of the new process is a close interplay between a metallurgical treatment in a Top Blown Rotary Converter (TBRC), a separation furnace and a comprehensive off-gas cleaning technology. In this way, the recovery of copper and precious metals from residues, which have been up to now deposited or incinerated without the use of the metals contained, is maximized. In addition, by-products like a mineral product for constructional use and zinc dust are produced and the energy contained in the residues is regained.

Following target values are envisaged in the new pyrometallurgical process:

- Annual throughput of 75,000 tons to 100,000 tons.
- Production of 3,000 tons metal alloy (containing amongst others Cu, Sn, Ni, Ag, Au, Pd, Pt and Fe) which should be used in copper refining industry.
- 30,000 t slag, which should be used as secondary raw material in construction industry.
- 5,000 t dust (enriched with Zn-oxide and Pb-oxide) to be used by the zinc industry.
- Energetic output of 35 GWh district heat and 48 GWh electrical energy.

The large-scale industrial implementation of this new process will take place in the next 2-3 years after the environmental impact assessment-approval has already been granted and the detailed planning currently underway.

System concept of shredder plants in scrap and metal recycling

T. Kraffczyk
REMONDIS Electrorecycling GmbH, Managing Director, Lünen, Germany

R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Head of the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The present system concept of shredder plants deals with possible effects of renewed legislative amendments and evaluates legal, technological as well as economical aspects of the value stream-oriented shredder process. It is a system-oriented approach to point out the main influencing factors on the development of shredder plants in scrap and metal recycling. Those factors are being merged into a superordinated system concept, which is used to support strategic management decisions regarding future investments in the waste treatment sector.

Under the given legal circumstances, the shredder process itself has to be resource-friendly, energy- and cost-efficient while still following the statuated emission limit values.

Therefore, the conceptual focus lies in the argumentation and evaluation of technical challenges as a major result of the implementation of national and international legal terms in the age of volatile market conditions, present recession and value decline in pre-material compositions. The system concept is the result of a research project from October 2016 to December 2019 at the TSR Recycling GmbH & Co. KG, Lünen, Germany.

A powerful pair in plastics recycling: ANDRITZ's latest shredder and separation technology

F. Frühauf
ANDRITZ AG; Paper, Fiber and Recycling Division; Graz, Austria

H. Sassen
ANDRITZ Separation GmbH; Separation; Cologne, Germany

The rising success of the plastics recycling sector has turned an environmental hazard – plastic waste – into a valuable resource. The constantly growing industry comes with increasing demands in terms of technology and quality, but also offers enormous potential for those who are ready to strike new paths.

ANDRITZ has combined the latest shredder technology from its recently launched ADuro product line with an all-in-one solution for separating, washing and dewatering – the CENSOR ACZ decanter centrifuge. This powerful pair is perfect for processing various types of plastic waste, especially from household waste collection.

The raw material collected is fed into an ADuro U-type shredder, an innovative single-shaft shredder that enables one-step processing of hard and soft plastics. An output size smaller than 10 mm is possible thanks to the adaptable and adjustable screening system. The cutting component of the ADuro U consists of an array of knives positioned both lower and higher and which overlap continually when cutting. This arrangement breaks down the incoming material uniformly and ensures a clean cut.

The CENSOR ACZ, the core unit of the process, is a sorting centrifuge that separates, washes, and dewaters the raw material all at the same time. The centrifuge is partly filled with a separation liquid (normally water), forming a liquid ring due to high-speed rotation. Intense turbulence within the machine results in deagglomeration of the individual plastic particles and largely frees them from any adhering dirt. Light and heavy solids (fractions) are discharged separately. Whereas the heavy fraction can be further processed or sent to disposal, the light fraction is a highly valuable secondary raw material perfectly suitable for extrusion and injection molding. Depending on the type of plastics to be separated, the CENSOR ACZ achieves purity of more than 99.8 % with very low losses of valuable product.

The compact ANDRITZ system significantly reduces the plastic waste transport/disposal costs and eliminates the environmental damage cause by burning of plastic waste. Instead, the system produces recycled plastics granulate – a highly valuable secondary raw material – of high purity.

Transferring a wet mechanical treatment for processing waste plastic fractions into a pilot scale

D. Schwabl & M. Bauer
Circulyzer GmbH, Leoben, Austria

M. Peyha & M. Lehner
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

According to the report of Plastics Europe 2018 about 29.1 mio. tons of polymer waste was disposed in Europe in 2018. These so-called post-consumer plastics can be treated by three different waste management paths: Landfilling, thermal recycling, or material recycling. Comparing the individual states in Europe, we notice that these three waste management paths are applied in different intenseness. Overall, 40 % of Europe's post-consumer plastics are landfilled, slightly more than 30 % are thermally and a bit less than 30 % are materially recycled. Material recycling is therefore currently the least used option.
According to a proposed directive of the European Union on circular economy, the share of material recycling of post-consumer plastics shall be increased to 55 % by 2025. To achieve this goal, additional shares of post-consumer plastics have to be processed in order to be suitable for material recycling. One possibility for material recycling is feedstock recycling. Relating to post-consumer plastics, this means that the plastics are chemically broken up for recovering its basic poly- and monomers. These poly- and monomers can then be used in the petrochemical industry as a secondary feedstock. Polyolefin (mainly polypropylene and polyethylene) make up about 50 % of the produced polymers and therefore have a big share of the post-consumer plastics. Aside from that, polyolefin have a lower density than 1 g/cm³, compared to other polymers, consequently they can be recovered by a sink-/float separation by using water as a separating medium.
The following article describes the technical examinations and projects, which were conducted by the chairs for Process Technology and Industrial Environmental Protection, Mineral Processing, Waste Processing Technology and Waste Management (WPWM) of the Montanuniversitaet Leoben and industrial partners over the last 10 years in order to develop a new treatment for mechanically processing polyolefin-rich waste plastic fractions for feedstock recycling.
Its first chapter focuses on the developed process chain and the small-scale plant with a centrifugal forces separator (CFS) as its centerpiece, which was built for experimental purposes. Chapter 2 describes the conducted experiments in order to understand the flow characteristics of the CFS for a Scale-Up of the plant. Chapter 3 then presents the concept of such a pilot plant with its technical and economic data. The article concludes with a summary of the work performed and an outlook for further activities.

Influence of pre-screening before ballistic separation on NIR-sorting quality of plastic rich 3D-fractions out of MCW

S. Möllnitz, B. Küppers, A. Curtis & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

K. Khodier
Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair for Process Technology and Industrial Environment Protection, Leoben, Austria

The exploitation of plastics gains more importance over time. In this context, material recycling is especially focused on packaging plastics. A further waste stream that contains a significant amount of plastics is mixed commercial solid waste. To assess the potential of plastics for recycling and energy recovery from these waste stream large-scale experiments were conducted. The potential of mechanical pre-processing with the aim of generating a 3D-plastics pre-concentrate was assessed. The focus of these investigations was put on the relevance of the screening stage and its influence on down-stream material processing via ballistic separation and sensor-based sorting. Results demonstrate not only that the screening of the waste leads to enrichment of plastics in coarse particle size ranges (especially > 80 mm) and transfer of contaminants, organics and minerals to fine fractions (especially < 10 mm), but also that sensor-based sorting performance can be significantly enhanced due to cleaning effects on plastics, induced by the material circulation and friction in a drum screen.

Applicability of multivariate data analysis to improve the sorting degree of recycled polyethylene

M. Bredács, G. Oreski & A. Frank
Polymer Competence Center Leoben GmbH., Leoben, Austria

G. Pinter
Montanuniversitaet Leoben, Polymer Engineering and Science, Leoben, Austria

G. Szilveszter
Budapest University of Technology and Economics, Applied Biotechnology and Food Science, Budapest, Hungary

To support the European Plastics Strategy, in September 2019 the European plastic industry committed to the Circular Plastic Alliance Declaration of the European Commission. A key target of this declaration is to include 10 million tons of recycled plastic per year into new plastic products in Europe by 2025. Therefore, mechanical recycling of post-consumer plastics is of highest importance as their processes can be implemented directly into industrial production streams. Generally, two main barriers must be overcome in order to increase the rate of application and to increase the acceptance of recycled polymers in newly manufactured products. First, new reliable, and cost-efficient technologies with high material separation accuracy are required. Secondly, the quality and performance of recyclates must be improved significantly. Compared to virgin materials, recycled polymers show significant changes and deterioration of structural and lifetime relevant properties.

Polyethylene (PE) is one of the globally dominant polymers as a result of its wide range of variations in the chemical structure and specific characteristics. However, while state-of-the-art sorting systems easily identify base materials, they can hardly account for specific characteristics in the molecular structure of PE. The current work focuses on new strategies which allow a higher and more specific sorting of post-consumer PE based on specific chemical features which are not covered with current technology yet. Moreover, better sorting of PE grades based on their key processing properties will facilitate further applications of mechanically recycled PE.

Nowadays predominantly near-infrared (NIR) spectroscopy is used to separate different polymer grades. In the case of PE, the materials are not sorted based on their specific chemical features, therefore the applicability of such materials for new plastic products are limited. To separate PE based on their specific molecular characteristics, Fourier-transform infrared (FTIR) and Raman spectroscopy techniques were examined. Due to the high number of spectra collected by the sorting lines, mathematical methods such as multivariate data analysis (MVDA) were used for identification of specific features. Applying a wide range of different PE, a model was built to calculate polymer density from FTIR data. The results showed a good agreement with the measured density values, indicating that processing relevant information can be extracted from FTIR spectra. The MVDA evaluation of Raman spectra also showed a high potential to improve the mechanical sorting degree of PE. In addition, with this method classification of various PE grades based on melt flow rate values seems to be feasible.

Findings point out that different spectroscopic techniques and evaluation methods could tremendously improve the mechanical sorting of PE and likely other polymer types. Improved sorting would enhance the usage of post-consumed polymers for new products and assist to achieve the yearly 10 million tons of recycled plastics.

Developments in the field of sensor-based sorting of waste at Binder+Co

G.U. Weingrill & R. Huber
Binder+Co, Product management & Research and Development, Gleisdorf, Austria

A. Böhm
Montanuniversitaet Leoben, Institute of Mineral Processing Engineering, Leoben, Austria

Binder+Co is a mechanical engineering company located in Gleisdorf, Austria, specialized in the development and manufacturing of processing machinery for primary and secondary resources. Beside glass waste treatment machines and plants, for which Binder+Co has been one of the world's market leader for many years, it also supplies machinery for sorting of other waste types, mainly focusing on plastic and metal waste. For the processing of plastic waste, Binder+Co developed a revolutionary system called CLARITY-Multiway, which can sort 6 different products in line on just one machine. In the field of metal sorting, Binder+Co offers flexible machines, which can be used in continuous or discontinuous operation mode, depending on requirements of the process. Typical products are aluminum or copper concentrates at a purity higher than 99,5 %. The lately developed XRT/VIS-sensor-fusion allows the production of multiple metal fractions with just one machine. Additionally, the CLARITY sorting modules are now available in a mobile and reconfigurable version. Since preprocessing is very often key to a successful separation process, Binder+Co also offers the combination of a screening and sorting process in a so-called Smart System. Here, the newly developed flip flow screening machine called BIVITEC e+ can be installed, which brings with it energy savings for the screening process of up to 60 % compared to conventional flip flow screening machines.

Database for the real-time analysis of waste

T. Weissenbach & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Industry 4.0 approaches in the field of waste management include the real-time analysis of waste. For the determination of fuel parameters of waste, in particular, secondary recovered fuels, near-infrared (NIR) spectroscopy can be used. The NIR-sensor is capable of identifying selected materials and of measuring the projected particle area. To establish the relation between material type and particle area on the one hand and the fuel parameters on the other hand, a regression analysis is carried out. The relevant parameter for this purpose is the grammage, i.e. the mass per area. The actual values for the calculation of the grammage have to be measured as precisely as possible. Therefore, the measurement is carried out with individual particles, not with the bulk waste flow.

As part of the ReWaste4.0 project, about 15,500 particles of main-burner-material (< 30 mm), consisting of the eight material fractions paper/cardboard, wood, liquid packaging board as well as the five plastic types PE, PP, PS, PET and PVC, were obtained in a first step. Due to time and economic restrictions, not all particles could be examined for all parameters. So far, there is a total of data on the mass of approx. 15,500 particles, on the projected area (using digital images) of approx. 12,100 particles, on sensor data of approx. 3,900 particles and there are 40 laboratory results on fuel parameters. These data were combined in an SPSS file for further statistical evaluation and analysis.

An examination of whether the same results concerning the grammage could also have been achieved with fewer particles revealed that about a third of the particles would have been sufficient to reach a result of ±10 % deviation. However, the individual material fractions showed very different results in comparison to this average value.

In order to take also larger waste particles into account, samples of calciner material (80 mm > x > 30 mm) and pre-shredded input material (> 80 mm) will be examined in the next steps. To compensate for the increasing influence of the third dimension of larger particles, more particles per sample are considered. While 800 particles were used per sample of main-burner-material, the numbers for calciner-material are increased to 1,200 particles and for input-material to 1,600 particles.

Long-term investigation for the material specific calibration of a near-infrared based real-time analysis system

M. Kölking & S. Flamme
Institute for Infrastructure • Water • Resources • Environment, Münster, Germany

T. Glorius
REMONDIS GmbH & Co. KG, Region Rheinland, Erftstadt, Germany

S. Mayer
TOMRA Sorting GmbH, Mülheim-Kärlich, Germany

In view of rising costs for fossil fuels and due to climate and resource protection objectives formulated, the energetic utilisation of solid recovered fuels (SRF) has become established. Through energy-efficient use of SRF, such as in the cement industry (i. a. as SBS®) or in specially designed mono-incineration plants (as high-calorific fraction), natural resources and costs for fossil fuels can be saved. Depending on the recycling process, specific quality requirements for the SRF exist. Currently, the control of fuel quality is mainly carried out by chemical-physical laboratory analyses. Since the results are usually available with a time delay (of up to two weeks), SRF producers and users cannot react directly to short-term changes in quality. With near-infrared-based real-time analysis systems, monitoring can be carried out continuously and thus offers the possibility of direct process monitoring and control. For the most precise determination of quality-relevant parameters (e.g. chlorine content, calorific value), a material specific calibration or adaptation of the measuring system to the material to be analysed is necessary. During long-term investigations in a SBS® production plant sensor-based real-time analysis data were collected for about one year and compared with the results of laboratory analyses according to the quality mark RAL-GZ 724. Based on these results various methodical approaches to calibration were developed and tested. The knowledge gained is currently being used, among other things, in the preparation of a draft standard for the standardisation of the process and for R&D work in the strategic EU project "ReWaste 4.0" (sub-project: Online/Ontime characterisation of mixed waste).

Combining laser cleaning and LIBS: fast and precise recycling of metal alloys

M. Chao, J.U. Günther, A. Ashan & C. Bohling
Secopta analytics GmbH, Research and development, Teltow, Germany

The usage of secondary materials in metal production enables a significant saving of required energy and emitted CO_2, However, to produce high-quality metal alloys the purity of the recycled fractions is very important. Any contamination with unwanted elements can spoil the melt and in worst case it must be discarded. The high demands on the purity of the secondary materials require precise methods for analysing the composition of waste materials (scrap metals, mixed alloys). Based on the analysis results this material can be sorted into fractions with tight composition specifications. Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) provides a fast, multi-element analysis with no sample preparation and is ideal for sorting applications [4,5]. However, LIBS is a surface sensitive analysis method. Any contaminations (e.g. paintings, dirt, rust) can influence the analysis accuracy. With the combination of laser cleaning (pre-ablation) and LIBS all alloying elements (e.g. Si, Mg, Mn, Fe, Cu, etc. in aluminium and Cr, Ni, Cu, Si, Mn, Mo etc. in steel) are analysed quantitatively even at conveyor belt speeds up to 2 m/s. With a new modified system Secopta has achieved enhanced pre-ablation capabilities allowing the removal of thicker contamination layers. With this system it is possible to get precise LIBS analysis results even for scraps with thick coatings, rust or oxide layers. The paper will be focused on the comparison of the standard pre-ablation and the deeper pre-ablation and their analysis quality in dependency of the layer thickness of different coated materials.

Specification and characterization of measuring possibilities for fluctuations of inhomogeneous waste streams

C. Nordmann & E. Pfund
Stadler Anlagenbau GmbH, Research and development, Altshausen, Germany

Fluctuations of waste streams, especially volume flow rates, have a large impact on the efficiency of sorting processes, plant availability and possible output of sorted fractions.

This article describes the transfer of important terminology from bulk handling sector into waste processing. Furthermore the requirements for the needed sensor technology were specified. First trails with different sensors show the suitability for the use in volume flow rate measurement. Different material heights on a conveyor belt or the determination of a surface density for optical sorters require different measurement principles.

The quotient of the 90 % and 10 % quantiles for the assessment of fluctuations should be extended for the description and comparison of different time periods and temporal resolutions. The length of fluctuations has different influences on processing machinery and sorting processes.

There is a need for machinery and processes steps to affect the fluctuations of volume flow rates in a better way, because of the special characteristics of waste, which are not comparable to bulky materials.

Development of a methodology for valuable material content determination of fine-grained waste

K. Johnen, N. Kroell & A. Feil
RWTH Aachen University, Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

The processing of waste has the aim of enriching the contained valuable materials and feeding them into the resource cycle in form of secondary raw materials. In this way, natural resources are conserved and ecological advantages can be achieved by substituting primary raw materials. In addition to obtained valuable material concentrates, residual fractions, so-called secondary waste, are produced. For example, the fine fractions (screen underflow < 20 mm) from shredder or electronic scrap are generally not processed further.

In the research and development project PROBE, a method for determining the metal content of fine-grained waste streams through image processing is to be developed. With RGB images, particles are to be classified into different material classes based on color values and form factors. On the basis of the grammage stored in database, mass and material composition can be determined. For the classification, two different machine learning approaches are tested. The training of machine learning models requires labelled training data, i.e. a data set of color images of particles with corresponding material classes. For this purpose, the reference materials are sorted into several material classes and data of each particle (RGB color image and particle weight) are collected. First investigations show a strong subjective influence from the sorting person on manual sorting results. A multi-stage sorting process with built-in quality control and an adapted sorting catalogue can reduce the subjective influence of manual sorting and thus, enable the creation of high-quality training data sets.

Development of an innovative multimetal separator for the processing of post-consumer electronic waste

C. Borowski & T. Link
University of Applied Sciences Nordhausen, Department of Engineering, Nordhausen, Germany

U. Brand
B&F Metallbautechnik GmbH, research and development / construction, Wildeshausen, Germany

The processing of post-consumer electronic waste is strongly technology-driven. In recycling plants, after shredding the scrap, sorting devices are used. They are based on optical signals or X-rays to detect and sort the materials with high accuracy. This works well for grain sizes > 20 mm. Small grains can only be captured with increased effort and be separated from machines specially adapted to this grain size range, such as wet separation tables. In the crushing process, fractions with a grain size < 8 mm are produced, which consist of more than 50 % of magnetic and magnetizable material. The high magnetic content can cause the components of certain sorting devices to become clogged and the sorting performance to drop drastically. The multimetal separator is developed to manufacture high quality magnetizable products. A sampling surface is incorporated to improve the product classification process. This makes it easier to test mixed samples with large volumes. The innovative multimetal separator is planned to be used in four different areas of application in electronic scrap processing:

1. After shredding: The multimetal separator process is used in the downflow for particles < 8 mm for an early separation of magnetic from the non-magnetic components. This can significantly simplify the process.

2. Copper enrichment: In order to obtain a saleable copper preliminary product from a recycling process, these products must contain a minimum portion of 60 % copper. Magnetic impurities are often found in the preliminary product. With the help of a multimetal separator, these can be easily removed in the downflow. In addition to the quality assurance aspect, the aim is to increase the selling price for a purer copper intermediate.

3. Tantalum enrichment from shredded WEEE: Tantalum is often used as a material for capacitors and has magnetic properties. It can be detected and discharged by the multimetal separator. However, there are very high requirements for the raw material flow in terms of grain size and grain shape.

4. Application for Li-ion battery recycling: A trend in the preparation of Li-ion batteries is the mechanical processing of consumer and traction batteries. For this purpose, the outer shell of the battery, which is used to protect and cool the battery pack, is manually dismantled and the exposed cells are mechanically crushed in a subsequent process. Magnetizable components can be extracted from this material flow.

Digital and service transformation of business models - the case of ATM Recyclingsystems

C. Ropposch
Graz University of Technology, Institute of General Management and Organisation, Graz, Austria

M. Kohlbacher & V. Skof
t-matix solutions GmbH, Deutschlandsberg, Austria

A. Anbauer
ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria

Several challenges, like shorter technology cycles or the need from customers for customization, force companies to transform towards higher digitalization and servitization. For industrial companies, the transformation towards Industry 4.0 has an impact on the overall company – from product development to human resources planning. It transforms products into “smart connected products” that enable companies to gather data about customers and their demands, for example, and to use this information for developing offerings that are tailored to customers’ needs. These offerings tend to integrate a higher share of (digital) services, leading to a transformation of the companies’ product-oriented business model to a service-oriented business model. In the case of ATM Recyclingsystems, implementing an IoT platform from t-matix, we are able to show how such a transformation towards Industry 4.0 changes the business model from being product-oriented towards being a service-oriented provider. The partnership of ATM and t-matix builds the basis for providing digital services enabled by the implemented IoT platform. ATM is now offering its customers a digitally enriched product by means of value adding digital services. With the IoT portal and the mobile app, customers of ATM can operate the recycling machines more productively and in a more resource-saving manner. Through maintenance and wear parts management, machine uptime is enhanced. In turn, ATM is able to generate valuable data to determine machine usage, errors and maintenance cycles. This helps the company to innovate and offer new products and services. Furthermore, ATM changes its revenue stream in the business model to a monthly subscription fee that allows recurring revenues.

Modular sorting processes and artificial intelligence as tools for e-waste recycling

M. Vogelgesang & L. Schebek
Technical University Darmstadt, Institute IWAR SuR, Darmstadt, Germany

K. Bokelmann & W. Benner
Fraunhofer IWKS, Urban Mining, Alzenau, Germany

Waste of electrical and electronic equipment is a growing stream of increasingly complex end-of-life products. Miniaturisation and a decrease in content of valuable materials make a manual dismantling and sorting economically and technically difficult. Traces of high-technology materials can, however, dissipate into other high-mass flows if unspecifically treated. In order to cope with the increased complexity of materials and their composites, it is necessary to make automated treatment processes more flexible. Starting with the best possible material-selective separation, an individualised sorting process is carried out to ensure optimum differentiation into fractions for downstream treatment processes.

For this purpose, the Fraunhofer IWKS is investigating the potential of product-specific sorting processes with a modular sorting system. The highly flexible sorting plant is based on modules and allows any variation regarding sequence and repetition of the individual process steps. The previously separated components are run through an adaptable combination of air classification, screening, magnetic and eddy current separation as well as sensor-based sorting.

This last-mentioned sorting unit is equipped with an inductive sensor, an optical CCD camera and a hyperspectral NIR camera. A central and continuous collection of all operational data enables a detailed evaluation of the processes from both a technological and a business perspective. Furthermore, the sensor-based sorting unit enables the use of artificial intelligence in order to classify objects more precisely. A goal is to reduce the effort required to achieve an efficient and robust sorting process and provide sufficient information to react flexibly to different input materials. Our vision is to equip the system with artificial intelligence on a single- and multi-sensor level, before integrating external data, such as market information, into the sorting decisions. The digital networking of the system with its environment should then enable value-optimised sorting.

Influence of throughput rate and input compositino on sensor-based sorting

B. Küppers, S. Schlögl & D. Vollprecht
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Sensor-based sorting contributes significantly to the recycling of plastics. This technology is not only part of pre-sorting stages to produce intermediate products from waste streams, but also for quality assurance prior to e.g. extrusion of recyclates. The performance of the machines used for such purposes depends on the throughput and on the material composition of the material flow to be sorted. These two factors are influenced (temporarily) by upstream processing and sorting units. The present draft provides an overview of the results of previous research, allowing for quantitative statements regarding the performance of sensor-based sorters. Since both, the throughput, and the material composition of a material flow, are subject to fluctuations, the importance of fluctuations and an approach to quantifying them are discussed. Based on these considerations, the potential of material flow monitoring to optimize processing and sorting systems is discussed.

Maturity analysis for the use of data analysis in sensor-based sorting

K. Friedrich & T. Fritz
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Sensor-based and robot sorting are key technologies in the extended value chain of our products since the sorting process has a strong influence on the recycling quotes in the EU legislation. For this reason, technological developments and possibilities to improve these processes are evaluated with an interview-based survey.

The survey consisted of two separate questionnaires. The first regarding digitalisation and its developments and the second with respect to data analytics in sensor-based sorting. The interview partners were separated into four categories: sorting machine manufacturers, sorting robot manufacturers, recycling plant operators and companies in the sensor technology sector.

The aim of this conference paper is to outline the state of the art in using data analytics in sensor-based sorting and robot sorting. It is based on the results of the interviewed members of the waste industry on data analytics in sensor-based sorting and the company itself.

As a result, data analytics is a highly discussed topic in waste management, there were a few topics coming up regularly in conversation or asked out of interest. Comments on the state of the waste management sector concerning data analytics expressed it would be major step forward to use it for process optimization.

Thermochemical pretreatment of a biological waste fraction - first results from technical scale experiments

C. Wartha & R. Kranner
University of Applied Sciences Burgenland, Department of Energy and Environmental Management, Pinkafeld, Austria

M. Meirhofer & M. Peinsipp
Research Burgenland GmbH, Pinkafeld, Austria

The mechanical-biological waste treatment as well as the thermal treatment of residual waste from house collection currently represent best practices for waste treatment. In the research project “Waste2Material”, a thermochemical pretreatment is tested as an alternative process to the biological treatment following the mechanical treatment step. The mechanical processing of the collected residual waste fraction gives an organic rich fraction with a grain size less than 25 mm. Currently this is stabilized in a biological stage and then landfilled.

To show the possible replacement of the biological treatment step, the first findings from thermochemical pretreatment tests (with measurements of the emissions and analyzation of the products) are presented in this paper. The results are compared to the requirements of the regulations on waste incineration, regulation of wastewater from waste incineration and the requirements on material for disposal in a landfill to show its applicability and weak points.

The presented results indicate that the thermochemical pretreatment can replace the biological stabilization process. The thermochemical pretreatment can be done without additional external heat. The measured exhaust gas concentrations are below the limit values of the regulation of waste incineration. The wastewater from the wet scrubber and the condensate from the heat exchangers must be treated. The solid products from the thermochemical pretreatment fulfill the requirements on material for disposal in a landfill. The great benefit is, that the amount of disposed material can be reduced by up to 50 % compared to mechanical biological treatment. Additionally, glass and metals can be separated from the coarse fraction (> 4 mm) and used as secondary material (which further reduces the landfill material). To use the thermochemical pretreatment in large-scale further optimization is necessary. Therefore, improvement of dust separation and wastewater treatment will be focused further on.

Kinetic modeling of industrial plastic pyrolysis

A.E. Lechleitner, M. Lehner & T. Schubert
Montanuniversitaet, Chair for Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

W. Hofer
OMV Refining & Marketing GmbH, Schwechat, Austria

Recycling of wastes is one environmental concern of the EU policy to reduce greenhouse gases and substitute raw materials. Pyrolysis of plastic waste is an attractive process to recycle hydrocarbons and make them available for the petrochemical industry again. For this purpose, a co-pyrolysis of polyolefins has been developed in previous works. The process uses a high boiling by-product of the refinery as carrier medium to feed the plastic into pipe reactors for thermal cracking. To investigate the complex reaction scheme of the co-pyrolysis, lumped kinetic modeling (LKM) is used. The model will be used to scale up an existing pilot plant to a demo plant.

Methodology, Results and Discussion:
An integral laboratory plant provides the data for the kinetic model. The plant consists of two serial electrical heated tubular reactors variable in length. The maximum length is 25 meters each. The process temperature can reach up to 500°C and pressures up to 25 barg at flow rates about three kilograms per hour. The feed consists of different types of plastic, such as low-density polyethylene (LDPE) or polypropylene (PP), mixed with at least 80 wt.% carrier media. Details of the laboratory plant are described in Schubert et al. (2019).
The description of the educts and products is done in lumps. Lumping groups are species with similar properties, such as boiling cuts. Thus, the reaction system is simplified. In the used five lumped system. plastic is classified in the “plastic” lump, which can degenerate to a lump called “wax”, which is defined as materials with a boiling point higher than 410°C. “Wax” can react further to other products like “spindle oil” (350-410°C), “light liquids” (IBP-350°C) and “gas”. The temperature dependence of the six pseudo first order reactions is described by the Arrhenius equation. As a result, twelve reaction parameters must be determined. The five lump system generates five mass balances and one heat balance, which have to be solved simultaneously. To solve this underdetermined equation system the optimization toolbox from Matlab is used.

To overcome inappropriate starting point at the nonlinear fitting procedure, a total lumping algorithm generates suitable initial values. (Lechleitner et al. 2019)
Furthermore, the model uses flow patterns to describe the flow regime and the heat transfer. This is necessary because of the two-phase flow in the reactors, which induces different flow velocities and therefore the flow regime has a significant influence on residence times and kinetics. Additionally, determining the heat transfer at different flow patterns is needed to set up the heat balance.
The standardized mean squared error between measured and modeled temperatures and mass fractions is about 10%. Hence the fit converges well.

The new fluidized bed boiler of the Norske Skog Bruck papermill

M. Simmler, K. Steinlechner & A. Gruber-Waltl
Norske Skog Bruck GmbH, Bruck an der Mur, Austria

The norwegian paper producer Norske Skog invests into a new bubbling fluidized bed boiler at its mill in Bruck a.d. Mur, Austria. The new boiler has a thermal capacity of 50 MWth with steam parameters of 40 bar and 490 °C. The high steam temperature is reached with a seperate biogas fired superhater to avoid corrosion. The steam is used in the high efficient heat and power production to supply the papermill.
The boiler is designed to take different types of fuels like paperrejects, refuse derived fuels (RDF) and wastewater treatment sludge with a lower heating values (LHV) of 7 to 15 GJ/t. With an average LHV of 10 GJ/t the annual capacity of the boiler is 160.000 t of fuel input.
Several innovative and new features will be installed like the biogas fired superheater, flue gas condensation for low temperature heat supply to district heating and a Denox unit (SCR) wich can operate at temperatures below 170 °C.
The new boiler will reduce the mills dependence on fossile fuels and reduce its fossile CO2 emissions by 75 %.
Beside the boiler the project includes a building for the preparation and storage of the RDF fuels and paper rejects.
The start up will be in 2022.
It is the first new thermal capacity in Austria in almost 10 years. The installation at an industrial site with year round constant heat demand is key to reach high energy efficiency.

Possibilities and limitations for the disposal of carbon fibre reinforced plastic waste

J. Stockschläder & P. Quicker
RWTH Aachen, Unit Technology of Fuels, Aachen, Germany

The use of carbon fibre reinforced plastics (cfrp) has grown significantly in recent years, and new areas of application have been and are being developed. As a result, the amount of non-recyclable waste containing carbon fibres is also rising. There are currently no treatment methods for this type of waste. Within an UFOPLAN project different approaches for the treatment of waste containing carbon fibres were investigated. Main subject of the research project were large-scale investigations on treatment possibilities and limits of waste containing carbon fibres in high temperature processes, with focus on the investigation of process-specific residues and possible fibre emission.

The results of the large-scale test campaigns showed that the two conventional thermal waste treatment concepts with grate and rotary kiln firing systems are not suitable for a complete oxidation of carbon fibres, due to the insufficient process conditions (temperature and dwell time). The carbon fibres were mainly discharged via the bottom ash/slag. Due to the partial decomposition during thermal treatment, WHO fibres occurred in low concentrations.

The test runs in the cement kiln plant have shown the necessity of comminution for waste containing carbon fibres. With respect to the short testing times and moderate quantities of inserted carbon fibres, a final evaluation of the suitability of this disposal path was not possible.

The use of specially processed waste containing carbon fibres (CFRP-pellets) as a carbon substitute in calcium carbide production led to high carbon conversion rates. In the unburned furnace dust, which is marketed as a by-product of the process, carbon fibres in relevant quantities could be detected.

Economic reasons for single use packaging versus reusable packaging

M. Wellacher & S. Kastelic
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Why should a country prefer reuseable packaging for drinks over single use packaging? Waste prevention is the strongest argument for reuseable packaging. Economics of countries have advantages by producing less waste. This leads to a lower resource demand and further to less external costs for environmental pollution and to a lower contribution to the climate change. The aim of the project BottleProfit – comparison of the profits of key players on the market through single use packaging and reuseable packaging – was to show the economic advantages and disadvantages of key players by using the single use drink packaging PET and the reuseable packaging glass. It is assumed that key players do have a higher impact on the decision if a drink is offered in a single use packaging or in a reuseable packaging than others. The former are defined as key players. These are packaging producers, beverage bottlers, retailers and waste management companies. The project was performed by a literature and expert research and eventually by a calculation model about the added value of a single use packaging and a reuseable packaging for the key players. The profits of the key players are considerable different between using single use packaging and reuseable packaging. The profit regarding the packaging is reduced in the reuseable system by 24 %. The difference is caused by higher production costs. For the key players it is economically highly beneficial to prefer single use packaging systems over reusable packing ones. If a country wants to rise the share of reuseable packaging it is a must to do it by laws. The introduction of a regulation for an obligatory reuseable packaging rate is obvious.

Reusable initiatives in the to go beverage and food sector - examples of current developments

A. Bockreis, J. Knapp & D. Kornthaler
Universität Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

The consumption of disposable packaging to enjoy food and beverages to go has increased enormously in recent years, and with it the negative consequences, such as resource consumption and littering from discarded packaging, have also increased significantly. At the moment, in Austria these packaging products are in the focus of attention due to the collection and recycling quotas of the EU. In Germany alone, approx. 282,000 t of waste are produced from packaging of food consumed outside the home and for immediate consumption (Istel & Detloff 2018). Likewise, in Germany approx. 50,000 disposable cups for hot drinks are thrown away every 10 minutes, which corresponds to a total quantity of 2.8 billion cups per year (Kauertz et al. 2019). The corona crisis in particular has increased the volume of packaging waste in the domestic sector by about 15 to 20 % in Austria, both through postal packages and food deliveries (europaticker 2020). In the public sector, the volume of waste in and around waste paper baskets has also doubled in some cities since the beginning of the corona crisis. In Frankfurt am Main (Germany), for example, so-called "waste spots" developed in the vicinity of kiosks and restaurants, which required additional collection tours by the municipal waste collection service (Harting 2020).

There are various initiatives in both the beverage and the food sector to reduce these disposable packaging. Reusable solutions in the coffee to go sector are now widely used and accepted by consumers, whereas in the food to go sector initial approaches are recognisable, although not yet so widespread. The success of reusable solutions in both the beverage and the food sector depends mainly on raising consumer awareness, which can be promoted through active advertising by specifically trained sales staff.

Environmental effects of fireworks with special consideration of plastic emissions

J. M. Woidasky, L. Deuschle & K. Oßwald
Pforzheim University, School of Engineering, Pforzheim, Germany

V. Weiser
Fraunhofer-Institute of Chemical Technology (ICT), Pfinztal, Germany

In Germany, about 133 million Euro are spent on New Year's Eve fireworks every year. This corresponds to 38.000 to 49.000 Mg of total firework mass. While the air emission has been discussed intensely, little attention has been paid to the polymer emission of fireworks. Research aimed at quantification of the polymer share of all firework types and categories, according to the approval regulations. Desk research was complemented with characterisation of firework debris and of firework packaging.

Polymers in fireworks mainly are caused by fountain batteries feet and internal stabilizing elements, but also by cover rocket top caps, rocket propellant charges, rocket adhesive tapes and fuse caps of numerous firework types. Moreover, feet plates and spikes of other battery types and tubes are important sources of polymers, along with polymer film covers and whistling elements.

The total yearly polymer emission was estimated to be 3,088 Mg. Out of this total mass, a projected polymer debris mass of 534 Mg was identified and about 270 Mg corresponds to polymer packaging material. The remaining 2283 Mg polymers are parts that tentatively may remain at the launching site and thus offer the potential for controlled disposal, if the firework is handled responsibly.

Experiences on the biodegradability of compostable coffee capsules

A. Aldrian, L. Wiesenfellner, S. Zirps & L.-M. Fellinger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

In Austria approximately 200 million of coffee capsules are consumed every year. In the last years more and more supposedly compostable coffee capsules came onto the market. In the German-speaking area more than 20 different brands of „compstable“ or „biodegradable“ coffee capsules are offered. This development is positively perceived by customers, but from a waste management point of view it has to be seen very critical since among other things the waste disposal is not clearly organised. Previous studies (van der Zee & Molenveld 2020; Rameder 2018; Shrestha et al. 2020) showed that the desintegration in laboratory experiments and in composting experiments in the field according to EN 13432 was not guaranteed at an acceptable level.

In own experimental investigations coffee capsules of four different brands that can be bought on the Austrian market were examined on their conformity to EN 13432. The chemical characterisation showed that the assessment values of the standard are fulfilled. The tests for the determination of the aerobic biodegradability were performed according to EN ISO 14855-2. The results of these investigations showed that the relative biodegradability was < 5 % for all four brands. The requirement of the EN 13432 that a maximum of 10 % of the original sample must be > 2 mm after a maximum of 12 weeks, was also not met by the four samples examined. While the surface of the capsule materials was corroded and the material became more brittle, the degree of biodegration was not sufficient.

In the course of telephone interviews with Austrian waste management associations the following points were addressed: A heightened interest on how to correctly dispose of these „compostable“ coffee capsules was noticed by private individuals. These persons were very often justifiably disappointed when they hear from waste consultants that the „compostable“ coffee capsules should not be disposed of in the organic waste fraction. The majority of the Austrian waste management associations recommend to dispose of these products in the residual waste fraction.

These experiences with the Austrian waste management associations as well as the the experimental findings support essentially the conclusion that the development towards an increase of „compostable“ coffee capsules is not reasonable and should also be communicated to customers that purchase these coffee capsules in good faith.

PlasticFreeDanube: Composition of macro-plastic waste in and along the Danube River

J. Mayerhofer, S. Lenz & G. Obersteiner
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Worldwide the demand for plastics is still unbroken. The material can be found in almost all areas of our daily life. The increasing production numbers are accompanied by an increased entry of plastics into the environment. Plastic waste is on everyone's lips these days, especially with regard to the pollution of the oceans. Rivers are recognised as the main pathways for marine pollution (e.g. Great Pacific Garbage Patch). However, the sources and origins of plastic litter as well as transport behaviour and environmental risks in fluvial systems are largely unknown. This is not least due to the lack of standardized monitoring methods. Furthermore, most existing studies address micro plastics in running waters.
The aim of the EDRF funded project *PlasticFreeDanube* is, therefore, to establish a sound knowledge base on the occurrence and composition of macro-plastic waste (>5 mm) in and along the Danube River. On that basis, appropriate prevention measures against plastic litter can be derived. In addition, the analysis of transport behaviour and environmental influences is also in focus.

Within the framework of the project, a standardised sampling and sorting protocol for riverine systems was developed for the present issue. Volunteers have already tested them in collection campaigns in the Donau-Auen National Park (NPDA). In total 13 samples of different collection, zones were used for subsequent sorting analyses. The results show a high percentage of macro-plastic that can be attributed to littering (mainly beverage bottles – up to 40 wt%, but also packaging, take-away packs, etc.). It can also be assumed that the majority of the collected plastic waste is discharged as flotsam from the upper reaches of the Danube in the (bank) area of the national park. Targeted and already implemented sensitization measures have led to a significant reduction in the volume of waste in this Danube region in recent years. Visitors of the NPDA generally take their waste with them.

In-depth investigation of the causes of fire incidents in the Austrian waste management, disposal and recycling industry

T. Nigl, T. Bäck & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The Austrian waste management, disposal and recycling industry (AbER) has been facing the growing challenge of rapidly increasing fire statistics in recent years. This article examines 559 fire incidents from Austrian AbER companies over the past twelve years (2007–2019). The in-depth investigation of the causes confirmed essential risk areas in waste storage areas and shredding facilities and also identified further specific fire characteristics. The evaluation of publicly available data sets by means of operationally available comparison data sets was able to confirm the correctness of the data collected on fire incidents to a high degree and ensure both data quality and informative value.

Statistical observation of infrared sensor data in waste processing and its relevance for early fire detection

M. Autischer
SAMsoric GmbH, Leoben, Austria

S. Holzschuster
Müllex-Umwelt-Säuberung GmbH, St. Margarethen an der Raab, Austria

T. Nigl
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

New sources of ignition pose increasing challenges in the storage and processing of waste. Accumulators or batteries repeatedly cause major damage in waste processing companies. In addition, it is assumed that the number of accumulators and batteries placed on the market will increase significantly over the next few years. Without suitable measuring systems, it is hardly possible to detect fires at an early stage. In order to deal with the increasing fire risk and to counteract fire-related dangers, IR measuring sensors are used. These sensors are placed at various points where experience has shown that high temperatures are to be expected, such as after shredding facilities and other waste processing machines with cause mechanical strain. However, sensors are also used as final check at the end of processing before the material is transported to the output storage. The present article evaluates the data from several locations in two plants and compares them. The aim is to identify trends in the data in order to derive possible measures. The data basis includes the temperatures of the individual measuring points as well as the measured maximum temperatures. This database is supplemented with qualitative data, which classifies the material as well as the reason for the excess temperature. A statistically significant dependency with the processed material is established and also related to the shredding facilities in use. The comparison of the plant locations serves to estimate the risk for companies that process residual waste. The plants to be compared partially assign the same input materials, but differ in terms of annual throughput. The input stream to be considered includes mixed municipal waste, commercial waste and bulky waste.

Active prevention of fires caused by damaged batteries during alternative fuel production thanks to Lindner's FPS

T. Huber & S. Scheiflinger-Ehrenwerth
Lindner-Recyclingtech GmbH, Product Management, Spittal an der Drau, Austria

A. Säumel
Mayer Recycling GmbH, Executive Management, St. Michael, Austria

Billions of lithium batteries (LIBs) are used in countless applications worldwide. Due to their special composition they present one of the most common fire hazards. When a lithium battery short circuits after being cut through or bent – something that happens a lot during solid recovered fuel (SRF) production – this can cause a fire or an explosion that is almost impossible to extinguish. This often happens later rather than immediately upon being damaged, which presents a particular problem. In the worst-case scenario, the damaged battery ends up in the fuel storage bunker and causes a devastating fire.

Lindner's fire prevention system (FPS) actively helps alleviate this problem. To combat potential fire hazards and actively promote safety, Lindner's FPS sports optical sensors which constantly monitor the temperature on the conveyor belts and trigger a water sprinkling system to cool overheated particles in the material stream automatically. Furthermore each unit has its own control sensor detecting objects that cannot be cooled, such as lithium-ion batteries where the thermal runaway has already been initiated. This triggers an alarm, stopping the conveyor belt under an active cooling nozzle so the hazard can be manually removed. Depending on the application the threshold value can be chosen freely. To counteract even a delayed reaction of the energy cells, it's possible to install as many sensor pairs as needed depending on the size of the facility. Lindner's FPS is designed as a space-saving plug & go solution to facilitate the integration of the system in existing facilities. Its heated box version also makes it perfect for cold environments.

One of the first companies to try out this innovative solution was Mayer Recycling GmbH in Upper Styria, Austria. The data collected since mid-2019 clearly demonstrates the benefits of this technology. On average, over 350 overheated particles in the material stream are detected per month. Of these, approximately 10 % were still too hot for further processing, triggered the alarm and were manually removed. Of the removed materials, around 70 % were batteries that were already undergoing a chemical reaction. The remaining system triggers were coolable materials such as metal particles that got too hot after shredding.

To summarise, the data collected clearly shows that Lindner's FPS substantially reduces the fire risk in SRF production facilities.

The circular packaging design guideline and holistic sustainability assessment in circular economy

M. Tacker, U. Gürlich & B. Wohner
University of Applied Sciences; Department of Packaging and Resource Management, Vienna, Austria

The FH Campus Wien Circular Packaging Design Guideline provide recommendations for circular design for the whole supply chain. Circular design is a necessary prerequisite to achieve the goals of the European Circular Economy Package which requires full recyclability of packaging by 2030. Circular packaging should reduce resource consumption and environmental impacts of packaging. The assessment of packaging sustainability requires the calculation of direct and indirect environmental impacts and circularity at the same time. A method for holistic sustainability assessment of packaging has been proposed by FH Campus Wien and developed in an ECR-working group (Efficient Consumer Response) with the participation of a number of companies along the whole supply chain (brand owners, retailers, packaging manufacturers and packaging systems).

Raising the recycling quota of plastic packaging materials – Approaches and their potentials

U. Gelbmann, S. Haberlandt
University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation und Sustainability Research, Graz, Austria

This paper is based on a master's thesis, which investigates concepts that will help Austria's waste management companies to achieve the increased recycling rates for plastic packaging waste imposed by the European Union. To this end, we examined secondary publications and interviewed experts. Subsequently, by applying the Soft Systems method by Checkland & Scholes (1999) to the information obtained from our secondary and primary research, we developed five ideas from which we derived three models for raising Austria's recycling rates of plastic packaging waste to the required 55 %.

Whereas we decided on skipping composting of bio-degradable plastics for reasons of impracticability of the approach that does not foster "real" recycling, we also decided to skip down-cycling as it enables recovery only once and not an appropriate number of times.

Accordingly, we decided to investigate three models to show how Austria's waste companies will be able to accomplish this task. These models include improved separation techniques, residual waste sorting and raw material recycling. We validated the results by asking another set of experts who considered improved separation technologies to be the most plausible, whereas the risks associated with sorting residual waste are very high due to enormous investments. Raw material recycling, however, is linked to the construction of a large-scale industrial plant and thus to high input volumes.

As concerns thermal treatment, in the opinion of the experts, the increased recycling of plastics will not have a major impact on the availability of substitute fuels.

90 %-collection of single-use plastic beverage bottles in Austria

W. Hauer
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

A. Allesch, P. Beigl & M. Huber-Humer
University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

M. Wellacher
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The Directive (EU) 2019/904 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment (Single-Use Plastics- or SUP-Directive) of 5 June 2019 aims to reduce the negative impacts of littering on the environment. As plastic bottles were found to be among most frequently littered products in the environment, the SUP-Directive prescribes a collection target of 90 % for plastic bottles by 2029.

In Austria, annually 1,6 billion plastic beverage bottles weighing about 49,000 tonnes are put on the market. The current rate of separate collection is about 70 %.

This study deals with a comparison of four different variants to reach the 90 % collection target. The first and the second variant are both based on a significant increase of separate collection combined with mechanical sorting of large amounts of mixed municipal waste, differing in their respective proportions. In contrast to that, the third and the fourth variant both involve the establishment of a deposit system for single-use plastic bottles in Austria, including different bottle sizes. The third variant consists of a deposit for plastic beverage packaging less than 1 litre only, combined with an intensification of separate collection and additional sorting of mixed municipal waste. The fourth variant is exclusively based on a deposit system for all sizes of plastic beverage bottles.

As a conclusion the fourth variant – the introduction of a deposit system for all sizes of single-use plastic beverage bottles – is found to be the most realistic and at the same time most cost-efficient option for reaching a ≥ 90 % collection target for recycling. At the same time, a deposit system collecting ≥ 90 % of all plastic beverage packaging would significantly contribute to reaching the EU 50 % recycling target on all plastics packaging by 2025.

In addition to that, this study recommends that all types of plastic packaging should be designed for sorting and recycling to achieve higher recycling targets and a higher proportion of secondary plastics use in products.

Paper in the waste management industry – merely recycling product or possible plastics replacement

L. Merckens
Hirschalm GmbH, managing director, Rainfeld, Austria

The developments of the last few years around climate change present challenge to humankind in the field of raw material management, packaging and finally also the disposal of our waste. In addition, legal developments reduce the use of products based on crude oil (e.g. ban on plastic bags). Which role can paper products play in this?
In the EU-27 countries there are approximately 1.8 million km² of forests – 44 % of the total area (approx. 4.14 million km²) of these countries, making Europe one of the most forested regions on earth. A study by the European Forest Institute shows that around 480 million Vfm (= fixed stock meter) are harvested. This contrasts with an annual growth of approx. 750 million. Vfm which means that 1,500 soccer fields (10-11km²) grow in Europe every day. There is no European country where more trees are harvested than regrow. Climate changes already show first negative effects on our forests: pests and also strong winds destroy big forest areas. Exactly this wood is used by the paper industry. All in all we have a sustainable raw material through our forests in Europe which also helps us to become more and more independent from products based on crude oil. How sustainable is paper in reality?

- 72.3 % (theoretical maximum is 78 %) of paper is recycled in Austria and Germany – 250kg per person are collected every year!
- During one year one tree is absorbing 22kg CO2 from the atmosphere and is therefore returning oxygen.
- Virgin fibres from sustainably managed forests are needed to maintain the paper cycle. As with every recycling the fibres get shorter and fresh fibre needs to be added to keep the required quality standards concerning and of paper.
- Most of the energy used is renewable and carbon intensity is surprisingly low.
- Paper production is dependent on water, yet relatively little is consumed.

Wherever you look in the world, plastic garbage is declared a battle. States from Indonesia to Mexico commit to ban plastic bags. The industry is working intensively on alternative products and there is an innovation race as to how plastic packaging can be replaced. Not only due to the rapid and sustainably increasing online trade there will be an increase in paper packaging in the future but also due to the increased use of paper packaging products in a wide variety of areas (replacement of plastic bags, organic waste bags, use in the automotive industry, etc.). It remains to be seen how the quality of bioplastics will develop and whether the approach of using food as packaging material should and can be sustainable. From my point of view, we should rather process damaged wood into packaging material than corn and potatoes. Due to climate change, people are required to further adapt their behaviour with regard to raw material management, packaging and ultimately, the disposal of our waste. Due to the sustainable resource forest, the use of paper should play a central role. The primary goal after waste prevention must be recycling in the future. Therefore, it is good if the separation and collection rates continue to increase and the degree of purity of the waste increases, so that the effort of the waste management companies is reduced. This also requires more awareness-raising among the citizens, which must be further promoted by the municipalities.

Productdesign and recycling are brought closer together under the ecodesign directive

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

The first EU Action Plan for the Circular Economy (2015) and the Circular Economy Package (2018) already addressed the material efficiency aspects. Now that the New Circular Economy Action Plan (2020) was adopted as part of the European Green Deal, material efficiency aspects gain even more importance. Material efficiency expresses the ratio between the use gained from a product and the raw materials consumed during the lifetime of the product. Considering a product's lifecycle material efficiency aspects concern e.g. the repairability, reusability or recyclability of a product.

A vital tool to implement regulations in regards to material efficiency on the EU-level is the Ecodesign Directive (Directive 2009/125/EC). The directive establishes a framework for setting of ecodesign requirements for energy-related products that are placed on the market and / or put into service within the internal market. Specific requirements for energy-related products can be regulated using implementing measures. So far, the largest share of implementing measures adopted pursuant to the Ecodesign Directive concern the area of energy efficiency. However, in 2019 several implementing measures (regulations) were adopted, that also establish requirements in regards to the material efficiency of products. Such regulations were e.g. adopted for refrigerating appliances, electronic displays or household dishwaters. Material efficiency requirements layed down in these regulations mainly concern the availability of spare parts, the maximum delivery time of spare parts, the access to repair and maintenance information as well as requirements for dismantling for repair or material recovery.

In order to further the adoption material efficiency requirements in the future, the EU Commission requested that the European Standards Organisations draft new European Standards on material efficiency aspects for energy-related products in support of the implementation of the Ecodesin Directive (mandate M/543). Under the mandatet M/543 eight standards in regards to general methods for assessment of material efficiency aspects were worked out, e.g. EN 45554 „General methods for the assessment of the ability to repair, reuse and upgrade energy related products" or EN 45555 „General methods for the assessment of recyclability and recoverability of energy-related products".

The newly created European Standards are highly relevant for recyclers, repairers and (preparation for) reuse companies. These stakeholders should make sure to monitor the current developments concerning material efficiency and the Ecodesign Directive and to participate in the preparation / revision of relevant European Standards.

The Austrian waste management plan: curse or blessing for the waste industry?

M. Eisenberger, L. Schneeberger & C. Wutte
Umweltrecht&Consulting, Hon. Prof. Rechtsanwalt Dr. Martin Eisenberger, Ll.M., Graz, Austria

The Austrian Waste Management Plan ("Bundesabfallwirtschaftsplan", "BAWP") provides a useful overview of the Austrian waste industry as well as selected aspects of European Union Law. However, the practical experience confirms that the problems caused by the BAWP predominate these positive aspects.

The revised version of article 15 par 4a of the Austrian Waste Law Act (Abfallwirtschaftsgesetz, AWG) states that the recovery of waste is only permitted if the waste is harmlessly usable for the intended purpose. Furthermore, legally protected goods are not allowed to be affected and the measures in question must not violate the Austrian Waste Management Act or regulations based on this act including the BAWP.

This article implies – due to its wording – that the compliance with the BAWP is mandatory for the recovery of waste. Contrary to the choice of words, the BAWP is, in the opinion of the authors, not a regulation, but a technical guideline that describes the state of the art (best available techniques). Therefore, the wording of this article is highly questionable as it could cause both administrative penalties as well as massive financial charges based on the Austrian Contaminated Site Restoration Act (Altlastensanierungsgesetz, ALSAG).

Hence, it is, in the opinion of the authors, necessary for courts to take action and declare that the BAWP is no (binding) regulation, but a technical guideline, and that the state of the art can be met by other measures and methods as well that are not explicitly listed in the BAWP. Even more advantageous would be a revision of article 15 par 4a by the Austrian legislator. Otherwise, any recovery of waste that is not in strict accordance with the BAWP could be declared illegitimate.

The supposed validation of the BAWP, that consists of several hundred pages (including many descriptive parts), is unconstitutional. According to the Supreme Administrative Court of Austria, the BAWP is nothing more than an objectified expert opinion from which deviations can be made when justified. Therefore, the BAWP should stay what it always was: a brief description of the Austrian waste industry as well as an overview of the relevant federal and European waste law. To conclude, the authors suggest removing the reference to the BAWP from article 15 par 4a of the Austrian Waste Law Act.

New processes and new players in waste management? Status and outlook

P. Hodecek
Scholz Austria GmbH, Director of EU Affairs, Vienna, Austria

The almost daily pictures of inconceivable pollution of the oceans, rivers and urban areas with the most diverse types of plastic waste have triggered trend-setting reactions both at the political level as well as at the legal and technical level. The European Union took the lead role and set strong accents with its plastic strategy, the single-use plastic directive and the demand for a minimum recycle content in plastic beverage containers from a global perspective.

Manufacturers of packaging made of plastics, plastics producers, but also the chemical industry as a manufacturer of various raw materials have come under pressure from the media as well as from a legal perspective due to the global reporting of the plastic waste problem. Thus, recycling of plastic waste is becoming increasingly important worldwide.

In contrast, the chemical industry increasingly sees itself as a building block of the circular economy, in which it very strongly propagates "chemical recycling" especially of plastic waste. Two methods being mainly promoted: "P2P" (plastic-to-plastic) as material recycling and "P2F" (plastic-to-fuel ") as energy recovery of plastic waste. Both methods would be positioned at different levels in the European waste hierarchy, i.e. they would not be classified as equivalent processes under European waste law. The current EU law does not include the waste treatment process "chemical recycling". Nevertheless, the chemical industry is taking the approach that chemical recycling shall counted towards fulfilling the recycling rates for plastic waste.

On the other hand, the approach of waste law equivalence of both processes is pursued In the Anglo-American region: "P2F" processes are called "raw material recycling" and therefore an equivalent waste law classification is claimed. Due to the international presence of the chemical industry, the applicable European waste law will lead to controversial discussions.

In the area of tension between applicable EU law, technological market maturity of possible processes, various and contaminated and mixed plastic waste and strongly fluctuating availability of necessary input quantities we will see whether chemical recycling will become an alternative waste treatment technology in the waste management sector. Besides that, plastic waste will have to increasingly be transported across Europe borders for chemical recycling. In this regard, the question arises to what extent the new and stricter regulations of the Basel Convention, at least within the European Union, will impose a further obstacle to the supply of these waste streams to large industrial plants. In addition, the processing and recycling technologies that are subject of the current discussion are associated with high investments, whose economic viability will first have to assert itself in practice.

Handling of contaminated sites based on the anticipated reform of the Austrian Contaminated Sites Remediation Act

P. Ivankovics & R. Ladeck
Held Berdnik Astner & Partner Rechtsanwälte GmbH, Graz, Austria

In Austria, the legal basis for the treatment of contaminated sites is the *Altlastensanierungsgesetz* (approximate translation: "Contaminated Sites Remediation Act", commonly abbreviated as "ALSAG"). Put simply, heavily contaminated sites which pose a significant risk to the environment or health and which have been contaminated in the past are subject to regulation. Essential elements of ALSAG are the assessment of contaminated sites and the financing and implementation of measures for decontaminating or securing contaminated sites. Although it may seem paradoxical, so far measures regarding the treatment of contaminated sites are not regulated in ALSAG itself but are only included by reference to other laws. In late 2018 a draft law for a reform of ALSAG was published which promises far reaching changes. Most notably the draft includes a specific procedure law for the treatment of contaminated sites, meaning that after the reform the treatment of contaminated sites will be regulated in ALSAG itself. Amongst other things, further changes include new assessment criteria for contaminated sites, changes regarding the liability of the property owner, new provisions regarding legal succession, strengthening of the "polluter-pays principle" and adjustments to funding provisions. In total these provisions could significantly affect the treatment and/or value of contaminated sites. The draft was published in late 2018 and until shortly before the dawn of the COVID-19 crisis it was to be expected that the law would come into force sometime around mid-2020. Currently, as of mid-2020, it is still unclear when the draft law will come into force.

Energy supply 2050 - Challenges for waste management

C. Lampert, J. Oliva, M. Tesar & B. Walter
Federal Environmental Agency, Vienna, Austria

In order to achieve the goal of the Paris Climate Convention, greenhouse gas emissions in Austria must be reduced by at least 80 % by 2050 compared to 1990. To this end, the Federal Environment Agency has developed a scenario ("transition scenario") to achieve this goal. In terms of energy generation, a massive expansion of wind power and photovoltaics is expected. In terms of mobility, an extensive switch to electromobility is anticipated.
According to the transition scenario, the installed capacity of PV systems will increase from 1,270 MW in 2017 to 26,400 MW by 2050. With a service life of 25 years and a weight of 80 kg/kWpeak, the total weight of the plants in operation in 2050 will be approx. 2.1 million t and approx. 64,000 t of used modules will be discarded. The maximum waste volume is expected to be approx. 106,000 t in 2074. From crystalline PV systems (approx. 90 % of the PV modules used), mainly glass and aluminium are currently recovered by mechanical processes. In Austria, there is currently no treatment of PV modules.
The installed capacity of wind turbines was 2,844 MW in 2017 and will increase to 10,500 MW by 2050 according to the transition scenario. Taking into account performance increases of the individual turbines, this will mean an increase in the number of turbines by about 140 % compared to 2017. In 2050 the total installed mass will amount to approx. 7.4 million tonnes, of which approx. 131,000 tonnes will be rotor blades. In 2050, waste from wind turbines is expected to amount to approx. 261,000 t, of which 4,600 t are rotor blades. The largest masses will be installed in 2043. In accordance with the service life (25 years), the largest volume of waste will be in 2068, with a total volume of 918,000 t, of which 16,000 t will be rotor blades. Field-tested recycling processes are available for the foundations, masts, nacelles and hubs. Mechanical recycling of the rotor blades takes place in some countries. In contrast to rotor blades with carbon fibres, rotor blades with glass fibres can be used in the cement industry to generate energy and materials. In Austria, discarded rotor blades are currently not used.

In 2017, 18,500 electrically powered passenger cars, 1,700 light commercial vehicles, 140 buses and 7,100 motorised two-wheelers were in use in Austria. In the transition scenario, 5.3 million electrically powered passenger cars, about 450,000 light commercial vehicles, 61,000 heavy commercial vehicles, 9,500 buses and 915,000 motorized two-wheelers are assumed for the year 2050. The waste volume of Li batteries from passenger cars, light commercial vehicles and motorised two-wheelers is estimated at 20,700 t in 2050, assuming a subsequent useful life of 15 years. The 55,300 t of batteries that will be taken out of the fleet in 2050 would generate waste in 2065 (assuming a 15-year reuse period). When recycling Li batteries, the casing and battery control technology are separated and treated. Currently, the valuable materials cobalt, nickel and copper are recovered from the actual battery. In Austria, there is currently no treatment of Li batteries.

Secondary resources from photovoltaic, wind power and electric vehicles

S. Scherhaufer, F. Part & P. Beigl
University of Natural Resources and Life Sciences BOKU Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

I. Meyer & M. Sommer
Austrian Institute of Economic Research- WIFO, Research Group Industrial Economics, Innovation and International Competition, Vienna, Austria

The decarbonisation of the energy and mobility sector is in progress, making products such as photovoltaic and wind power plants but also electric vehicles relevant in terms of amounts installed or registered in Austria. These three product groups contain mass relevant components such as metals, glass or plastics but also valuable materials in low quantities which require adequate recycling in terms of resource efficiency and prevention of pollution with harmful substances.

Looking at the current recycling routes for parts of photovoltaic systems, wind power and electric cars, it is clear that there is great potential for optimisation. Recycling with higher recycling rates is technically possible, but due to the (still) small quantities of end-of-life products, the waste management system is still not well established. Nevertheless, it is inevitable to consider improved material flow management in the sense of a circular economy in order to minimise the consumption of primary resources and increase the recycling rate. To do so, not only high recycling rates must be strived for, but also essential aspects such as product design to substitute precious metals (e.g. silver by copper in PV modules) or rare earths, cascading use (e.g. Li-ion batteries of electric cars, which still have a remaining capacity of 80 %, can be used for energy storage in renewable energy systems), preparation for reuse (e.g. remanufacturing of Li-ion batteries at Nissan Leaf) and optimized recycling (e.g. silicon metal, neodymium) are important aspects of achieving a sustainable value chain. In any case the knowledge of potentially available secondary resources is of great importance, not only to achieve more material independency but also to establish a sustainable and circular waste management system.

The presented work will focus on the secondary resources available in those three product groups and their potential for recycling. It is part of an interdisciplinary project to develop a database for recyclables as basis for assessing relevant energy-economic effects of recycling by application of macroeconomic modelling. The Austrian Institute of Economic Research (WIFO) applies and adapts their macroeconomic model WIFO.DYNK (Dynamic New-Keynesian) to interlink macroeconomic processes with resource flows in order to assess energy, environmental and economic indicators for the decarbonization of the Austrian economy.

Dismantling and recycling of wind turbines

P. Weißhaupt
German Environment Agency, Section III 1.6 “Extended Producer Responsibility”, Dessau-Roßlau, Germany

In Europe, there is an installed capacity of 205 GW of wind energy plants. In Germany, 53.9 GW are installed merely onshore which corresponds to more than 29 000 turbines. After 30 years of strong support for the installation of new turbines, dismantling and recycling of old turbines becomes of increasing importance. For this reason, the German Environment Agency initiated a study “Development of Policies and a Concept for a resource efficient dismantling of wind energy plants.” (Zotz et al. 2019; UBA-text 117/2019). The study contains an analysis of the legal framework comprising the federal emission control act, the code of construction law and the waste legislation. According to the German legislation the operator is obliged with the decision for closure and dismantling and the entire end of life management. Due to the building order the federal states decide about detailed requirements, such as provisions regarding the extent of dismantling and renaturation as well as minimal technical standards and certain approvals. Finally, the waste legislation including recycling standards is crucial. For the purpose of a waste forecast the study contains an inventory on the German wind energy portfolio considering different types of turbines and their materials. The data allows a prognosis of the end of life turbines and the materials for recycling until 2040. Several technical procedures for dismantling and recycling are described and particular requirements are recommended. Particular requirements are the selective dismantling by means of a crane, reverse building of towers (even if they are made from reinforced concrete) and the complete removal of groundings including renaturation. The upmost environmental concern of the study was to identify sustainable techniques for dismantling and recycling of each component and material. For the majority suitable techniques are available and their careful application is strongly recommended. Most of the recovered materials fit to regular recycling of steel, concrete, electronic waste or, in case of lubricants, the treatment of waste oil or fluorinated protection gases. Regarding the treatment of waste rotor blades technological gaps may occur and this is the reason why the German Environment Agency started a new project on this particular topic in 2020. It comprises the often-applied sawing on the construction site, the controlled crushing and material separation as well as the final treatment of the glass and carbon fiber reinforced plastic. The results and recommendations of Zotz et al. 2019 were highly welcomed by the dismantling and recycling industry, local authorities and turbine operators as well as manufacturers. Standardization projects such as the DIN SPEC 4866 followed and are going to be continued in the future.

Mechanical delamination in the recycling process of photovoltaic modules: Current situation and new approaches

T. Dobra, M. Wellacher & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Photovoltaics (PV) is one of the key technologies in regard to the implementation of a sustainable energy supply. The worldwide capacity of PV has increased from 1.5 to over 500 GW in the timespan 2000 – 2018. A further increase to 4,500 GW is expected until 2050. Along with this, a rise of end of life (eol) PV modules that need to be recycled is also expected. As modules with crystalline silicon based solar cells (c-Si) are the predominant technology used today, these will also be the ones most relevant to the recycling industry in the upcoming years.
The recycling process of PV modules can be divided into three steps:

- pre-treatment for the removal of frame and junction box,
- delamination for exposing the materials and
- recovery of secondary resources.

The currently used processes for delamination on an industrial scale are combinations of shredders, (hammer) mills and other crushing equipment. Subsequently mechanical processing technologies (sieves, sifters, eddy current separators, etc.) are used to recover materials like glass, copper and a plastics-rich mixed fraction. While these methods enable compliance with EU recycling targets, several drawbacks are apparent. Some valuable materials (e.g. silver) are not recovered but rather end up in the mixed fraction (which is usually used for energy recovery). Furthermore, the output quality of the glass fraction, which is the main output in regard to weight, is low. This is due to fine metal particles sticking to the glass caused by the mixing of materials during the delamination. The low quality does not allow for the material to be used as a secondary resource in the flat or container glass industry. Instead it is utilised for the production of low-level products, e.g. insulation material.
A possible improvement in these areas could be achieved by the use of alternative mechanical technologies aiming at a layer by layer delamination. Some approaches, e.g. using a water nozzle, a milling machine or a heated wire saw have shown promising first results but up to now no implementation on an industrial scale has been realised. Future developments in this regard will not only have to consider the technical suitability of the method itself but also include a holistic assessment of associated aspects like the need for further processing of the fractions from the delamination process along with markets for obtained secondary resources. Furthermore, ecological and economic aspects have to be evaluated.

Reporting of food waste in the EU – Results of current estimates in Germany

M. Kranert, P. Fuchs, D. Leverenz & G. Hafner
University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

T. Schmidt & F. Schneider
Thünen-Institute of Rural Studies, Braunschweig, Germany

According to FAO data, about one-third of all food produced worldwide is discarded. Reducing this food waste by 50 % at the retail and consumer levels until the year 2030 is a societal challenge currently faced by the German government as well. The German National Strategy for Food Waste Reduction and German's Strategy for Sustainable Development address this topic. The draft of a baseline presented here provides a basis for decision-making for the calculation and reporting of food waste 2015 in Germany. Data and methods as well as the results, including the quality report, are also compliant with the relevant EU Delegated Decision for future reporting. The baseline calculation is based on data from 2015, whereby surveys either originate from this year, or are transferred from the most recent surveys of other years. This applies in particular to the applied coefficients derived from waste analyses, surveys and accounting data, or other records. The total amount of food waste produced in 2015 in Germany amounts to almost 11.9 million tons of fresh mass, with primary production accounting for 12 % (1.36 million tons); processing 18 % (2.17 million tons); trade 4 % (0.49 million tons) and out-of-home catering for 14 % (1.69 million tons). The bulk of food waste is generated in private households at 52 % (6.14 million tons), which is equivalent to about 75 kg per capita in 2015. Across all sectors, about half of the waste could theoretically be avoidable. Both the quality of the data and the data analysis are assessed. Uncertainties in the data situation exist above all in the areas of primary production, processing and trading. In particular, the retail sector influences food waste in the upstream sector due to quality claims and returns as well as in the consumer sector due to purchase incentives. Coordinated cooperation with actors from primary production, processing and trading as well as consumption is necessary in order to improve the data situation and optimize interfaces in the future.

The present baseline reports the food waste in tons of fresh mass without considering its value and the trends. This is not enough for a sustainability assessment. In the future, ecological, economic and social inferences from the baseline would have to follow. For example, they could support the Climate Action Plan 2050. Significant changes over time also shed light on positive or negative trends, and thus provide a gauge of overall trends in combination with measures to reduce food waste.

Impact of optimised packaging on the food waste prevention potential at consumer level

G. Obersteiner, M. Cociancig, S. Luck & J. Mayerhofer
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Food and plastic waste are identified by environmental and consumer organisations as a major economic, environmental and social challenge. Food waste contributes to the greenhouse effect with 186 MT CO_2 equivalents. On the other hand, the environmental impact of plastic packaging waste has become the focus of discussion as a global problem both in the public and scientific domain in recent years.

The function of the packaging is often disregarded in such considerations. Food packaging is indispensable as transport and hygiene protection for distribution in the supply chain. Packaging prevents the contents from being soiled or damaged by mechanical influences. Studies show the positive influence of packaging on the shelf life of food. So far, however, there is little information available on how optimized packaging affects the spoilage of products by consumers.

For this reason, the Collective Research Project "Stop Waste Save Food" focused on the question of the extent to which packaging can also contribute to the reduction of food waste at the consumer level and what conditions must be met to achieve this. Different methods were used to clarify these questions. The results of an online survey, a survey at the point of sale, consumer simulation for selected products, food diaries and focus groups were then combined into one result.

It could be shown that consumers are only to a limited extent aware of the advantages of food packaging. Households are not aware of the general direct correlation between packaging, freshness, shelf life and spoilage as food waste. Consumers rarely or never use optimised packaging at home. A relevant result also shows that food is usually unpacked or repacked immediately after purchasing or anyway after the packaging has been opened for the first time. Fruit and vegetables, in particular, are removed from the packaging immediately after purchase, which means that the benefit of the optimized packaging is lost. Less than 30 % keep tomatoes in their unopened original packaging.

In principle, it has been shown that the consumer has a rather negative attitude towards food packaging. Food is perceived as "over-packaged". Packaging that is environmentally friendly from the consumer's point of view is preferred to the functionality of optimised packaging. Although consumers today perceive food as over-packed, portion packaging - despite increased use of packaging resources - offers one of the few useful possibilities to reduce food waste, also for consumers. By packaging portions, the spread of mould is limited. This type of packaging is particularly beneficial for food that is not on the menu every day and is therefore often forgotten in the refrigerator. Both the results of the consumer simulation on the actual shelf life in use and the surveys on the perception and preference of certain packaging sizes show clear advantages for portion packs. In this case, the higher environmental impact caused by the additional packaging also makes the potential environmental impact of the potential food waste on the consumer level even more significant.

Circular economy in Styria – Future-oriented approaches at the regional level

I. Winter
Office of the Regional Government of Styria, Directorate 14 – Deptartment Waste and Resource Management, Graz, Austria

With the Styrian State Waste Management Plan 2019, the federal state of Styria has committed itself to the path towards a resource-efficient circular economy. This path requires a decoupling of economic growth from resource consumption. Instead of linear production and utilisation chains (primary raw material extraction, production, utilisation, disposal), which have been dominant in many areas up to now, the focus must be on the longest possible, value-preserving utilisation of products and raw materials. The legal basis for this was already set with the five-tier waste hierarchy - the most important lever of the circular economy - in the EU Waste Framework Directive 2008. A new impetus for circular economy was given by the EU circular economy package and its associated legal requirements in 2015.

In order to implement circular economy in the three priority fields of construction waste, plastic waste and re-use centres at the regional level, the federal state of Styria is participating in the three projects CONDEREFF (www.interregeurope.eu/condereff), PLASTECO (www.interregeurope.eu/plasteco), and SUBTRACT (www.interregeurope.eu/subtract) in the Interreg Europe Programme of the European Regional Development Fund (ERDF). The objectives are the intensification of re-use in the construction and demolition sector, regional strategies for improved plastics value chains and a strategic roadmap for economically viable business models for re-use centres. These projects enable the exchange and cooperation with regional, national and international stakeholders to improve the framework conditions in the field of technical issues while pursuing the objectives of the Interreg Europe Programme to improve regional development policy.

Standardized analyses of mixed municipal waste in Austria 2018/19 – Experiences and results

W. Hauer
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

In the past decades, regional authorities have conducted various analyses of mixed municipal waste across Austria based on various specific questions and historical developments. Depending on the respective question, the analysis methodology involved sieving, the extraction from collection bins or the extraction from collection vehicles. As a result, the analyses were comparable temporally (inside one region) but not spatially (between different regions).

In 2017, representatives of municipalities, federal provinces and waste management associations developed nationwide guidelines with standardised methodology together with the University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU) to enable a comparison between different regions.

From 2017 to 2019 these guidelines, called “technical instructions for the conduction of sorting analyses of mixed municipal waste “, were first applied to the nine Austrian federal provinces. This study is a summary of experiences concerning the applicability of these guidelines.

As a result, the sampling from collection bins proved to be quite challenging regarding their accessibility, the standard-compliant sampling of large containers and the required consideration of emptying intervals – overall leading to higher expenditures of time and costs. A sampling conducted by the contracting authorities to reduce costs is considered as critical. A positive aspect of the sampling from collection bins is that organic waste remains more recognizable, making the classifications “avoidable” and “unavoidable food waste” easier. The sampling method, however, does not influence the quantity and quality of hazardous household waste and recyclable materials. Depending on the question, a costly sampling from collection bins with a larger sample size is often not needed and a sampling from collection vehicles with a smaller sample size would also give satisfactory results.

Positive feedback can be given to the introduction of a standardized stratification of municipalities based on three different settlement structures (urban, intermediate, rural). Whereas all three settlement structures showed a rather similar composition of municipal waste, the amount of municipal waste per inhabitant was significantly lower in rural regions and contained a lower share of organic waste and avoidable food waste. Urban regions and regions with a high frequency of tourists showed higher quantities of mixed municipal waste per inhabitant.

In summary, the new standardised methodology makes a comparison of results between different regions possible, while at the same time making the consideration of specific questions more difficult.

Sorting and recycling of plastic waste in Austria: Status 2019

C. Neubauer, B. Stoifl, M. Tesar & P. Thaler
Environment Agency Austria, Waste and Material Flow Management, Vienna, Austria

In 2015 the European Commission launched the Circular Economy Package. By this legislative framework new measures for the management of plastics and plastic waste with context to recyclability, bio-degradability and hazardous substances contained in plastics were established, and further supported by the European Strategy on plastics in 2018. At European level the future approach is inter alia described by increasing recycling targets (e.g. for packaging waste), increasing recycling capacities for plastic waste and higher uptake of eco-design in products. In this context, the Austrian Federal Ministry of Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology conducted a study to assess the technology in place for sorting and recycling of plastic waste in Austria. Plant operators were visited and interviewed in 2019 in order to get a detailed insight of applied processes, management issues and drivers/barriers which support/hamper the implementation of the defined measures in practice. The final results of the report will be published at the Website of Umweltbundesamt GmbH in autumn 2020: https://www.umweltbundesamt.at/

CRx= n*Cx/ (Sx-n ... + Sx-1 + Sx) = > 45 %? Is the current collection target for batteries and accumulators realistic?

M. Pollak, M. Samhaber & K. Meisterl
wpa Beratende Ingenieure GmbH, Vienna, Austria

W. Hauer
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

T. Maier
ERA Elektro Recycling Austria GmbH, Vienna, Austria

Increasing amounts of batteries put on the market lead to higher environmental targets for producers. Since 2016, the EU target for the separate collection of batteries is 45 % based on the average weight of batteries that entered the market in the previous 3 years. In 2017 and 2018 – despite of an extended infrastructure for collection – Austria could just barely reach that target. For years to come, target achievement seems even less likely. It is assumed that one reason for that lies in a much longer average battery life cycle due to increasing durability and hoarding than the 3 years estimated by the EU. To gather information on the average battery life cycle, in 2019, data of accumulators collected by municipalities were analysed on behalf of ERA Electro Recycling Austria GmbH. Results show that less than 15 % of the accumulators (by number) were collected as waste within 3 years after being put on the market. On average, batteries are hoarded for over 6 years. By weight, the average hoarding period rises to 7.5 years, as heavy accumulators are usually being used for a longer period. Therefore, a collection rate of 45 % – based on an average hoarding period of 3 instead of 6 years – is not realistic. In addition to that, the growing e-mobility sector is expected to lead to an increase of lithium-ion-batteries being put on the market worldwide, resulting in an even longer average hoarding time.

If the calculation period for batteries put on the market is extended to 8 years (instead of 3), assuming the same collection infrastructure and market trends, a 45 % collection rate would be achieved until 2026.

Landfill on landfill - measures to secure and maintain existing drainage facilities

J. Kässinger & W. Edenberger
Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Karlsruhe, Germany

M. Lobenhofer
LBU Lobenhofer Bau und Umwelt GmbH, Schmidmühlen, Germany

The expansion of existing landfills by increasing the existing volume of deposits and by superimposing new ones on already filled sections according to the principle of landfill-on-landfill has become increasingly important in Germany in recent years. This is mainly due to the closure or completion of numerous old landfills, the lack of new landfill sites (especially for mineral waste) and the growing need for technically suitable and economically operated landfill volume. Depending on the circumstances of the respective location, the above-mentioned can, under certain conditions. Enlargement measures have numerous advantages. These are the possibility of using existing infrastructures and drainage systems, savings in the construction of the required surface and base seals by applying multi-functional seals, space savings and last but not least the often simplified and accelerated approval procedures.

The drainage system of a landfill is an indispensable part of the sealing system, especially at the base of the landfill. The perforated drainage pipes integrated in the surface drainage have the task of properly draining the seepage water from the landfill body and supplying it with the appropriate treatment. In most cases, the originally planned and existing drainage and degassing facilities are not designed for the additional (static) stresses caused by the increased load and therefore need to be secured or upgraded.

The present contribution is primarily intended to point out the relevance of a detailed, holistic view and evaluation of the drainage system of the old landfill to be overlaid in the event of a planned landfill increase. It shows typical damage patterns in leachate pipes and shafts and presents possible solutions for securing or restoring affected components in and under the landfill according to the current state of the art.

Planning and implementation of “landfill on landfill” projects in Germany

C. Weiler
Sweco GmbH, Expertise and Approval Management, Köln, Germany

U. Bartl
Sweco GmbH, Waste and Geotechnical Engineering, Köln, Germany

A. Piepenburg
Sweco GmbH, Landfill Technology, Stade, Germany

Sweco GmbH is currently planning “landfill on landfill” projects at several locations in Germany and is supervising their implementation. The projects include the Blockland landfill in Bremen, Hubbelrath in Düsseldorf and Haus Forst in Kerpen. Sweco has not only prepared the planning for the approval procedures, but also the majority of the expert reports. These include emission forecasts for dust and air pollutants, calculations of eutrophication and acidification in FFH areas (flora-fauna-habitat), emission forecasts for noise, stability reports, faunistic surveys, landscape conservation plans and species protection tests. Traffic forecasts and route planning were also included in the scope of services. Additionally, leachate treatment and, in the case of old landfill sites, the collection and disposal of residual gas is included. Sweco has more than 50 years of experience in the planning and implementation of landfills in Germany according to the strict national regulations.

A new landfill section with a total size of 15.4 ha is planned at the Hubbelrath central landfill site. A partial area of approx. 4.9 ha covers an already existing old section. The new base sealing to be constructed will also serve as a surface sealing for the old section. In addition to the engineering planning services and the preparation of expert opinions for the project, the client was supported in the public relations work for this project (see also: https://www.zentraldeponie-hubbelrath.de/suederweiterung.html).

The Haus Forst landfill is a reactivation of a landfill site that has already been secured in terms of spatial and planning law. The drainage situation, on the other hand, required special measures, which could be solved by engineering.

In the example of the block landfill project, the special project-specific challenges consisted in the planning consideration of an existing wind power plant and the soft layers in the subsoil. The settlement calculations are of particular importance for all projects of this kind. Based on the results of the calculations, constructive measures are then determined, such as the super elevation of the seepage water collectors. This ensures the long-term functionality of the system.

Planning approval has been granted for the Hubbelrath North and South Extension and the landfill areas are under construction or in operation. The Haus Forst landfill site has also been put into operation in the meantime following the successful planning approval. The Blockland landfill site is currently undergoing public participation.
In addition to these project examples, Sweco can look back on a number of other comparable projects, whereby the range of services was adapted to the project-specific framework conditions.

Economic and environmental assessment of landfill mining: case studies from Brandenburg

D. Laner
University of Kassel, Center for Resource Management and Solid Waste Engineering, Kassel, Germany

J. Fellner
TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

The established linear 'make, use and dispose of' model has resulted in a large number of (controlled and uncontrolled) waste deposits being formed in the course of the 20th and 21st centuries. Many of these “landfills” are now closed and require more or less intensive post-closure care in order to prevent negative impacts on human health and the environment. In this context, landfill mining has been suggested as a strategy for reducing (long-term) environmental hazards, simultaneously recovering materials, land or landfill volume. Due to the increasing pressure on land use in densely populated regions, in particular, land reclamation has recently become a significant incentive for landfill mining.

In the present article, the online tool OnToL (www.landfill-mining.at) for the environmental and economic evaluation of landfill mining projects is presented and its application is illustrated using two case studies in the vicinity of Berlin. The evaluation builds on material and energy balances, which are established for the mining project. Based on the quantified material and energy flows the environmental and economic consequences of landfill mining are computed in terms of contribution to global warming (via global warming potential, GWP_{100}) and net present value of the project (NPV). The evaluation is performed relative to a reference case, which represents the alternative landfill management in case it is not mined.

The Rote Villa landfill was closed in 1991 and is located in the Havelland district on the outskirts of the city of Falkensee. The evaluation of the landfill mining project results in a net saving of greenhouse gas emissions compared to the reference case of 0.15 Mg CO_2-equ./Mg of excavated waste. The negative net present value of the project of -67 Euro/Mg of excavated waste is mainly driven by the high costs for re-deposition and waste disposal. Consequently, mining this landfill is not economically attractive, despite the relatively high land prices at the site. The Schönwalde-Glien landfill was also closed in 1991 and is centrally located in a residential area of the community of Schönwalde. The assessment of mining this landfill results in greenhouse gas savings of 0.19 Mg CO_2-equ./Mg of excavated waste as well as in good economic performance with a net present value of the project of 50 Euro/Mg of excavated waste. The positive economic result is primarily driven by the high land price at the site (250 Euro per m²) and the advantageous landfill geometry (high area-to-volume ratio). Consequently, the Schönwalde-Glien landfill can be designated as a resource that is recoverable under current economic conditions. In summary, OnToL offers the possibility of a quick and standardized assessment of the profitability and climate impact of landfill mining projects, which can form the basis for identifying promising project sites and for developing economically feasible project implementations.

The Interreg project COCOON - exchange of experience in the field of landfill management

U. Stock
Brandenburg State Office for the Environment, Technical Environmental Protection Department 1, Potsdam, Germany

The Brandenburg State Office for the Environment is a partner in the EU Interreg project COCOON. As part of this project, experiences were exchanged on landfill management issues during 9 partner meetings. A report was prepared with data on landfill ("mapping report") and good practice examples of the construction and operation of landfills were compiled. The partners have drawn up plans ("action Plan") to implement the partners' good experiences in their own area of responsibility.

The presentations from the meetings, the mapping report, the good practice examples and the action plans are presented on the website of the COCOON project.

Participation in the project enables the project partners to gain insight into the state of development of the landfill system of the partners, to benefit from the good experiences of the partners and to develop new perspectives on strategies for dealing with landfills. The project participants were able to convince themselves of the success of the southern European partners in implementing the European landfill directive. The Dutch and Belgian partners gave suggestions on how to deal with landfills in the future, in particular to deal with the aftercare problem and to use the potential of landfills for the use of raw material and land potential.

Mechanical smart waste factory

A. Curtis & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

To achieve the goals of the circular economy, significant improvements in non-hazardous solid waste processing/treatment are to be made. Large deficits in the digitalisation of mechanical waste treatment plants (smart waste factory) offer great potential for improvement and new developments. Real-time material flow monitoring is carried out in very few plants, thus wasting considerable potential for improving plant performance. Present article describes results from the authors' own practical semi- and large-scale analyses using sensor-based technologies for monitoring material flows, an on-site investigation in a large waste treatment plant and in a pilot-scale plant (Technical Line 4.0) using mixed commercial waste (MCW) from Austria. The obtained data shows that the quantitative monitoring of volume and mass flow (via laser triangulation as well as near-infrared (NIR) based monitoring) and material composition (NIR sensor) is possible. The observed fluctuations were categorised in short-, mid- and long-term fluctuations and were led back to their causes, i.e. discontinuous feeding process, material and machine-specific characteristics. The quotient of the 90% (Q90) and 10% (Q10) quantiles of time-resolved volume-flow data for the assessment of fluctuations have been used. For the considered time-intervals, Q90 / Q10 ratios between 3.39 and 4.58 have been gained. If short-term fluctuations (within the observed time-intervals) are related to the practice-relevant overall average, deviations between 1.8% and 6.8% are shown. To verify the relevance of such fluctuations, sensor-based sorting (SBS) experiments were conducted, revealing a reduced product purity of 6% due to short-term fluctuations in the feed of the SBS-Machine using light packaging waste (LPW).

Developments towards a smart waste factory

M. Pinkel
IUT - IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Austria

A. Curtis & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The smart waste factory is heavily dependent on the targets to be achieved based on the circular economy package, since waste management is also a subject that is mostly driven by law and its regulations. Furthermore, megatrends such as digitization etc. must be considered too, as these influence the amount of waste and also the technical design of the mechanical treatment plants and will have an even greater influence in the future. A smart waste factory is in any case more focused on the targeted sorting of valuable material fractions (e.g. metals, plastics) and the further production of so-called high-quality concentrates for their subsequent recycling process. Additionally, it must be mentioned that digitization will be standard equipment in a system of the future, with which, among other things, real-time input control (particle-based characterisation and quality control), dynamic system loading & waste transport on belts etc., determination of mass and volume flows as well as the material composition etc. will take place. Finally, the fulfilment of output requirements (quality and amount) must be also a part of the digitalised system to ensure that waste management produces valuable sorted fractions and fuels required for the market and its demand.

The multifunctional plant for sorting different types of waste – Hackl Container a case study from Austria

R. Waltenberger, V. Arzberger & T. Hirtenfelder
REDWAVE a division of BT-Wolfgang Binder GmbH, Eggersdorf bei Graz, Austria

O. Hackl
Oswald Hackl e.U., Wulkaprodersdorf, Austria

One of the big challenges for solid waste management is the continuous change in the general conditions. Such conditions are changing composition of the waste material, different amounts of waste, variating market situations for recyclables and changes in the legal framework. In order to be bale to response to such influencing factors a maximum flexibility for operating a waste treatment and recycling plant is necessary.

The case study of the Hackl Container plant located in Wulkaprodersdorf, Austria represents an excellent example for these requirements. In this plant two very different waste fractions, light-weight packaging waste (household plastics) and commercial waste are treated, and the recyclables recovered.

A devastating fire in the existing recycling plant in 2017 was the starting point for the construction of the new, modern plant. Together with REWDWAVE, one of the most advanced waste treatment plants in Austria was planned and erected. From the beginning the goal was to not simply replace the old plant but to develop and improve the process in order to reach higher recycling rates and to be able to face future challenges.

The plant is equipped with two separate feeding lines for the two different waste types dosing the material to a common mechanical pre-treatment line. In this line main impurities are removed. The oversized Material is sent to a manual picking station to separate remaining recyclables. After the separation into 2D and 3D material the 3D fraction is sent to the optical sorting stage consisting of 3 REDWAVE 2i machines. There with the aid of two sorting robots the recyclables such as PET, PE, PP, PS, Wood etc. are sorted and recovered in high quality. The remaining material, mainly 2D material, is processed to refuse derived fuels (RDF).

Considering the big difference between the two input materials such as particle size distribution, bulk density, composition, content of recyclables, impurities etc. it is obvious that the requirements for the design, equipment and operating personal of the treatment plant are high.

The installed plant is able to change its operation mode depending on waste type and composition within a short period of time. Therefore, the operator of the plant is less dependent on changes of the waste and different general conditions.

Optimized coarse shredding of mixed commercial waste, based on empirical models

K. Khodier
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

C. Feyerer
Komptech GmbH, Product Management and Marketing, Frohnleiten, Austria

R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

In mechanical treatment plants for mixed commercial waste, coarse shredders usually perform the first process step, which is a step of comminution and therefore also liberation. Additionally, they are also the primary dosing device of the plants. Hence, the influence of coarse shredders on the overall process is huge. Because of the high variability of commercial waste, deriving theoretical models is not useful, since the necessary information on the material for applying them cannot be gathered economically feasible in practice. On the other hand, deriving significant empirical models requires huge experimental efforts and therefore costs and was hence not done yet for mixed commercial waste. This work aims at giving an overview on the research activities regarding data quality, resulting from process sampling, in coarse shredding experimentation, as well as on ongoing work concerning the influence of shredding parameters on shredders' throughput behavior, energy demand, and on the resulting material-specific particle size distributions, and the potential optimization of these. Finally, first considerations and research activities regarding the dynamic operation of coarse shredders are presented.

BLUELINE – developing a flexible processing plant

G. Doninger
LINETECHNOLOGY GmbH, R&D, Waidhofen/Ybbs, Austria

BLUELINE represents a dynamically reconfigurable processing system for beneficiation of industrial residues, which has been developed within a triennial project financed by the FFG. The semi-mobile modules are constructed in container design to enable worldwide use, materials handling equipment is already on board.

The main idea is to cover nearly all (dry) mechanical-physical processing steps like

- screening,
- magnetic separation,
- eddy current separation,
- density separation or
- sensor based sorting for beneficiation of industrial residues.

BLUELINE is even economical for small batches, especially if there is the demand for changing the processing steps for different waste streams. With that concept, the recovery rate of reusable materials can be increased due to the flexible arrangement of these modules.

The developed decentralized control takes place wirelessly using a tablet. Innovative assistance systems support the operator in installing a defined configuration. Machine parameters that have been established for a certain input material are available at any time and are set fully automatically by the system – according to industry 4.0.

The pilot plant is scheduled to go into operation by end of 2020 at company Schaufler GmbH.

More recycling – Does substitute fuel still have a future?

G. Schmidt
Saubermacher Dienstleistungs AG, Strategic Projects, Feldkirchen bei Graz, Austria

In Austria, around 40 % of municipal waste is currently thermally recycled in 11 waste incineration plants and 51 co-incineration plants. If the EU targets with 60 % material recycling for the year 2030 and 65 % for the year 2035 are achieved, the proportion of thermal recycling must decrease in return. However, material recycling has its ecological and technical limits. Thermal recycling will therefore also make sense in the future, for

- the discharge of dangerous substances,
- recovery / recycling of important valuable materials and
- for achieving the EU's climate and energy goals.

Due to population growth and economic growth, the amount of waste that can be thermally recycled will increase by around 800000 t/a to 1.1 million t/a by 2030, despite higher recycling rates. At the same time, the plant capacities will increase by at least 800000 t/a. Nevertheless, in individual sub-areas such as the high calorific value RDF for the cement industry is expected to decrease. With better separate collection and better sorting, a decrease in the appropriate quantities can be there expected. In addition, there is the potential of “chemical recycling”, which in some cases also requires the same waste fractions.

Co-processing of solid recovered fuels: Contribution of the cement industry towards recycling rates

S.A. Viczek, A. Aldrian & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

C. Lampl
Lafarge Zementwerke GmbH, Vienna, Austria

When solid recovered fuels (SRF) from non-hazardous municipal and commercial waste are co-processed in the cement industry, this process is currently assigned to energy recovery (R1 process) in the waste hierarchy. However, in co-processing the ash produced during the incineration of SRF is incorporated into the product, the cement clinker. Certain ash constituents (e.g. CaO, SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3), which make up a large proportion (approx. 76 %) of the SRF ash, also represent important raw materials for cement production and are usually added in the form of primary or secondary raw materials (e.g. limestone, clay, sand, iron ore, mill scale, lime slurry, etc.). For this reason, SRF can not only replace primary fuels, but also contribute to the substitution of primary raw materials, which is why a certain proportion of the SRF can technically be considered as recycled in co-processing. This proportion can be determined using the R-index, which is based on ash analyses. In individual countries of the European Union a "mixed recycling", taking into account both thermal recovery and material recycling, is already recognized. A general decision on whether the recycling of mineral components in co-processing should be counted towards the recycling quota of the EU circular economy package will be made by the European Union until 2028. If the recycling of mineral components is recognized, the cement industry in Austria could make a recycling contribution in the range of about 1 % of the total municipal solid waste generated. An important cornerstone is being laid by a standard for determining the R-index, which is currently being developed and is expected to be completed in 2023.

Will our future waste material flows find a market?

A. Säumel
MAYER Recycling GmbH, St. Michael, Austria

M. Pinkel
IUT - IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Austria

R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The new circular economy package of the EC provides an important basis for the strengthening and further development of recycling in Europe. In refuse derived fuel production plants (RDF plants), metal fractions are sorted out and this is considered as state of the art and represent an important resource for the metal industry. Other fractions that have a high potential for future recycling are different types of plastics (PE, PP etc.). For various reasons, these are currently not being bought after they have been sorted out in RDF plants. There are many reasons for this: pollution, traditional plastic recyclers are not interested in such mixed fractions, strong fluctuations (volatility) in secondary plastic prices and no mandatory rules for the use of secondary plastics in (new) products (note: the new plastic (recycling) strategy provides for this for the future and thus represents an important policy instrument). At the location St. Michael in Styria, MAYER Recycling GmbH has built a new future- and recycling-oriented plant in 2019 that is operated with the aim of sorting out of more resources from the mixed waste for subsequent recycling. Resources targeted at site are metals, plastic-mix such as polyolefins, individual plastic fractions (e.g. PE, PP), paper, wood etc. In order to find or generate a market for these material flows, all actors along the waste management value chain must provide more active support, because only then a holistic contribution to the Resource and climate protection in the EU and worldwide can be achieved.

Groundwater remediation and soil washing - best practice processes and costs for PFAS-contaminated media

H.-G. Edel
Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Germany

Due to their structure, perfluorinated and polyfluorinated chemicals (PFC) or - to be more precise - perfluorinated and polyfluoroalkylated substances (PFAS) are highly stable and as yet can neither be biologically, chemically nor thermally eliminated employing in-situ remediation processes. PFAS-contaminated groundwater is therefore remediated with the aid of the pump-and-treat process whereas PFAS-contaminated soil with low amounts of fine particles can be purified by soil washing.

The activated carbon adsorption, ion exchange, flocculation and membrane processes are regarded currently as state-of-the-art as far as the purification of PFAS-contaminated aqueous media is concerned. The adsorption on activated carbon is usually the most efficient and economical purification process. PFAS contents of < 1 ng/L (!) per individual substance can be achieved even for short-chain PFAS. This has been proved by first-hand experience gained over the past ten years with over 40 reference plants.

With a flow rate of 25 m^3/h, the specific overall costs of this technology within the practical PFAS concentration range of 1-100 µg/L are approx. 0.45-0.90 €/m^3 of purified groundwater. PFAS-contaminated activated carbon can be reactivated in special high-temperature furnaces with waste gas post-combustion and alkaline washing. The reactivated carbon is reused so that there is no waste disposal.

If the groundwater not only contains PFAS but also other pollutants, e.g. Fe^{2+}, Mn^{2+}, DOC and water hardness as contaminants, then pretreatment is required in order to ensure an effective and economical removal of the PFAS.

Due to our operating experience, we can offer purification plants for PFAS-contaminated groundwater with simple water chemistry at a fixed price including operating costs without carrying out previous tests. In the event of complex PFAS-contaminated groundwater remediation however, we recommend carrying out pilot tests on site in order to determine the optimal technical and economical solution for the groundwater remediation.

The soil washing plant on the site of the former refinery in Ingolstadt remediates per day up to 1,200 t soil material that is contaminated with PFAS and hydrocarbons. The purified soil can subsequently be refilled on the site whereby less than 10 % of the input quantity is disposed of as waste. It is the largest and only plant of this type currently being operated in Germany.

Demonstration of the oxidative degradation of PCE using the HaloCrete® technique in a pilot study

P. Freitag
Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Vienna, Austria

T.G. Reichenauer
AIT Austrian Institute of Technology, Bioresources, Tulln, Austria

During the research project KOMBO the newly developed HaloCrete® technique was tested for the first time at a heavily contaminated site, a former laundry. In this project, potassium permanganate was used to oxidise tetrachloroethene found in a source zone. Prior to this project, extensive batch-, column- and large-scale experiments had been conducted in former studies.

The foundation for the success of this pilot project was a robust conceptual site model, which was based on an extensive site investigation. Here techniques were used which had not been often deployed in Austria, like direct push methods (Membrane Interface Probes (MIP), Hydraulic Profiling Tool (HPT)), partitioning tracer tests and passive textile samplers. This was complemented with measurements on samples taken from groundwater and soil samples.

Based on the obtained data a three-dimensional model of the source zone was conceived, which formed the basis for the execution of the pilot study. Various possible techniques were discussed and finally the treatment of the source zone using the HaloCrete® technique was deemed the best approach. HaloCrete® represents an extension to the Jet grouting (JG) technique which allows the treatment of chlorinated soils in situ. JG itself is a well-known geotechnical technique used for foundation and underpinnings. For remediation purposes, the necessity of finding the optimal slurry recipe requires laboratory tests that had to be conducted before. The execution itself does not differ much from a standard JG project except for questions of waste logistics.

Following the pilot study monitoring and quality control measures could show, for the first time, the oxidation success directly in the treated soil areas as well a reduction of the groundwater concentration downstream of the site.

Site-specific selection of carbonaceous materials for in-situ soil remediation – KOKOSAN II

G. Sigmund, S. Chaudhuri, T. Hüffer & T. Hofmann
University of Vienna, Department of Environmental Geosciences, Vienna, Austria

O. Mann & K. Wruss
ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Vienna, Austria

S. Prenner, S. Jung-Waclik & A. Kurz
BRIMATECH Services GmbH, Vienna, Austria

Highly contaminated areas (hot spots) are frequently excavated and transported off-site in the remediation practice. Thereafter, the surrounding areas can remain lowly and diffusely contaminated. Biochar, a product from the pyrolysis of biomass, can be used as a sorbent for immobilizing heavy metals and residual organic contaminations. Biochar is also a soil additive that counteracts the leaching of nutrients in sandy soils, increases the soil water holding capacity and increases the pH in acidified soils. Mixing biochar into diffusely contaminated soils can therefore also contribute to the ecological stabilization of such locations. Our previous project KOKOSAN I was able to show that biochar is well suited for the retention of inorganic and organic pollutants and for the remediation of low to medium-contaminated sites. Within the framework of KOKOSAN II, the contaminant-dependent sorbent selection for remedial use is described depending on site-specific influencing factors. These factors include soil type, pH, organic matter content and ionic strength. Important properties of the carbonaceous material include specific surface area, buffering capacity, and aromaticity. Concepts to select suitable carbonaceous materials for a given remediation scenario will be presented.

Remediation project IN-Campus: From refinery to technology park

B. Faigle & B. Volz
Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Germany

A heavily contaminated 75-hectare site of a former oil refinery is to be remediated for its future use as an "Innovation Campus" for promising Innovations in the automotive sector. The following special techniques are applied to efficiently remediate the soil and groundwater.

Air sparging is a method to remove volatile contaminants from polluted groundwater and soils. Over 500 injection wells are employed by eight units to blow air into the groundwater in order to aerate the contaminated region. The injected air drains dissolved volatile pollutants from the groundwater. Enriched with contaminants, the air is then removed from below the surface by vacuum extraction. In total, an area of about 120,000 square meters is remediated with this method.

A low-emissions strategy is employed to remove petroleum-derived hydrocarbons in the saturated zone. In the first step, hexagonal sheetings are forced into the subsurface, driven by a leader-mounted vibration device. In the second step, each steel sheeting is excavated with a clamshell bucket, reaching a depth of 7 meters below groundwater level. After the contaminated soil is removed, the empty hexagonal sheets get backfilled with clean soil in the third step. In the last step, the hexagonal sheetings are extracted, only to be reinjected in the adjacent contaminated area.

Around 1,000 t of contaminated soil are treated every day in a special plant for soil washing. The washed material can then be refilled on the site, with a fraction less than 10 % of the input material being disposed as waste. The soil washing plant at IN-Campus is the largest such plant in Germany that is currently in operation. The polluted water and sludge from the washing process gets treated in a closed cycle, such that 380 cubic meter per hour of clean water is readily available as a washing agent.

In the downstream direction of the remedation area, the precious danube wetlands need to be protected from contaminated runoff from the site. Hence, in advance to the remediation procedures, a hydraulic barrier formed by a series of 10 wells was erected on the south-western boundary. Up to 210 cubic meters per hour of contaminated groundwater is produced and treated in four treatment steps, until the water is so pure that it can be reinfiltrated in the area of protected biotopes.

Remediating a recent site of a mineral oil facility is an elaborate task, where innovative technologies are applied under challenging conditions and on an impressive scale. Future generations should be able to use the site without risks for their health and safety.

Classic remediation technology under complicated conditions – a case study out of daily routine in remediation business

R. Patek
TERRA Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

The remediation project at the site Altlast ST22-Ventrex in Graz can be described as a project of superlatives. This is not due to technical content (soil vapor extraction and pump-&-treat-mechanism for groundwater), but to the challenging frame conditions concerning financing of the project, the technically possible implementation of construction – always under consideration of the remediation goal and the strict timeframe. Another limiting fact was to achieve acceptance for the remediation procedure by the owners of the company, who are the legal successor of the ones who caused the environmental contamination.

After many years of argumentation, which went by without even starting to PLAN the remediation, finally a project could be fulfilled. But - it was a small window of opportunity, since the timesetting was very tight: there were only a few weeks of time in which all the installations had to be done.

The goal was to maximize protection of buildings and production areas, where the contamination was found underneath in the unsaturated soil and not to endanger the precision processing of the company. Beside these requirements also the remediation goal had to be in focus.

Following all presettings the remediation plants were put into operation and run reliable so far.

Vegetable oil extraction of petroleum hydrocarbons from soil and subsequent separation via non-woven fabrics

M. Lackner
Faculty of Industrial Engineering, University of Applied Sciences Technikum Wien, Vienna, Austria

V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch & A.P. Loibner
BOKU Wien, Department IFA-Tulln, Institute Umweltbiotechnologie, Geobiotechnology and Environmental Chemistry, Tulln, Austria

K. Putz
ensowa – innovation und umweltconsulting gmbh, Schäffern, Austria

M. Plank
SPINTec GesmbH, Vorau, Austria

N. Rüttinger
BCA Vertriebsges.m.b.H., Leobersdorf, Austria

Based on the example of the historical “Petroleum Refinery Droesing” in Lower Austria, which was classified as hazardous site in 2016 (N77), the development of treatment trains for *in-situ* hydrocarbon removal from the subsurface is studied. Mechanically prepared micro-emulsions of 5-10 % plant oil in water are used to rinse hydrocarbons from soil. For the non-saturated zone, micro emulsions will be infiltrated into the ground eventually reaching the groundwater table. For the saturated zone, the micro emulsion will be injected into the contaminated area of the groundwater body and then rise to the top of the aquifer. On their travel, micro-emulsions will take up contaminants, which are eventually pumped off from the underground together with oil and water. This mixture is then separated using non-wovens with oil-binding properties. At laboratory scale, petroleum hydrocarbon extraction was accomplished in 1.5m high soil columns. The separation of oil and water was tested with non-wovens in different laboratory constructions allowing for batch and continuous operation. The infiltration rate was adjusted to 1.7-3.4mm/min for sandy soil depending on the water content. Micro-emulsions were found to be stable for 2h. No emulsifying agents have been used. The process can remove an estimated 80 % of petroleum hydrocarbons in one extraction passage, but does not mobilize very high molecular weight fractions such as acid tar (also present at the N77 site). The subsequent separation of vegetable oil and water is effective, leaving less than 10 mg/l of mineral oil in the water phase. After one passage, 25 % of the micro-emulsion remain in the underground. Washing cycles using water-enriched emulsions could further reduce these losses. The activities reported here serve for the preparation of field test at the Droesing site in 2021. Preliminary results are promising towards the development of a cost-effective in-situ process for the removal of bulk petroleum hydrocarbons from the subsurface. This technique is anticipated to be part of a progressive remediation concept with microbiological degradation of residual contaminants and vegetable oil being the successive step. This work presents two novel approaches to soil remediation, i.e. (i) hydrocarbon extraction using vegetable oil micro-emulsions with residues being easily degradable in the subsurface, and (ii) cost-efficient oil/water separation deploying non-wovens which can be reused several times.

Acknowledgement: The project „Aufreinigungskaskade“ is supported by BMNT, managed by Kommunalkredit Public Consulting, under grant number B820001, which is gratefully acknowledged.

Jet Grouting and its application in heavily contaminated site remedation.

A. Zöhrer, C. Deporta & P. Freitag
Keller Grundbau Ges.mbH, Engineering, Vienna, Austria

Amongst the various available grouting techniques, jet grouting takes a special position. The soil is hydraulically eroded using a high-pressure jet and mixed with a cement-based grout. This enables an application under nearly all soil conditions, cohesive to granular as well as above and below ground water table. Depending on the boundary conditions of the project, there are many different site set-ups available. Small rigs can be used inside of buildings, even basements, while large rigs enable treatment depths of up to 50m. Jet grouting columns can be applied to underpin existing buildings, for retaining walls, strutting or sealing slabs and a lot more. Due to the flexibility of the technique it can also be used for remediation projects. Immobilisation, encapsulation or in situ chemical reduction/oxidisation (ISCR/ISCO) can be executed. The parameters of the final product depend on the grout used during the treatment and the corresponding execution parameters but also on the soil parameters the column is built in. Backflow consisting of grout and soil is inherent to the jet grouting technique. Several treatment methods exist to reduce the amount and improve the handling of backflow. A sound soil investigation and planning phase is critical for success, especially for remediation applications where the grout mixture needs to be determined by means of lab tests prior to the execution. On site, high-level quality control measures incl. online monitoring need to be in place.

Remediation of contaminated site K22 „Lederfabrik Dr. Hans Neuner“

A. Pausweg
PORR Umwelttechnik GmbH, site remediation, Vienna, Austria

P. Müller
ferroDECONT GmbH, management, Leoben, Austria

From December 2018 to May 2020, PORR remedied the contaminated site K22 on which a tannery had been operating since 1922 and trivalent chromium was obtained from hexavalent chromium. This process, as well as the effects of war, led to considerable contamination of soil and groundwater (Federal Environment Agency 2013). The first step was to deconstruct the 36 buildings. Most of them had to be decontaminated before demolition. In total, the buildings had a gross building volume of 163,700 m³. Most of the materials were recycled on site. Additionally, a groundwater purification system was built and put into operation. The plant prevents pollution from spreading in the groundwater by permanently lowering the groundwater level at a pump rate of 10 l/s. The water is cleaned in the plant by fluidized bed reactor cascades. During the first year of permanent operation, 315,000 m³ of groundwater contaminated with hexavalent chromium has been processed. The next step was to decontaminate the soil. The contamination was not only limited to the top layers. There were three hot spots at the location with contamination reaching as far as a maximal depth of 10 meters below ground level. An excavation of around 11,000 m³ of soil was conducted. The excavated material was examined professionally and then disposed of. PORR disposed 14,800 tons of excavated soil. After the contamination had been removed, the hot spots were refilled with qualified material. After finishing the construction work, the groundwater purification system will continue operating until the renovation target values are reached. Afterwards it will be dismantled.

„Halde Schrems“: Site investigation and remediation of a historical mining waste deposit in Frohnleiten (Austria)

G. Döberl
Environment Agency Austria, Contaminated Sites Department, Vienna, Austria

M. Schröttner
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 15, Graz, Austria

In Schrems near Frohnleiten, a historical mining waste deposit was investigated regarding environmental impacts on topsoil, underground and groundwater. The results indicated very high lead and zinc concentrations and high cadmium and mercury concentrations in topsoil layers and underlying sediments. In addition, lead concentrations were highly elevated in samples from vegetables grown in local gardens. A risk assessment taking into account different exposure paths resulted in considerable toxicological risks for young children playing in contaminated areas and for all people consuming local grown vegetables. Both risks have been considered as not acceptable. The site is currently under remediation. Contaminated topsoil in gardens is removed and replaced by clean soil.

Polymer-free Geosynthetic Clay Liner (GCL) for use in challenging environments

K. Thimm, S. Niewerth, O. Syllwasschy & H. Lassnig
HUESKER Synthetic GmbH, Gescher, Germany

In environmental engineering and especially in landfill construction, geosynthetic clay liners (GCL) have been successfully used for many years as a replacement or partial replacement of compacted clay layers worldwide. This practice reduces construction time, improves the CO_2 footprint and conserves resources. The key to this application is the bentonite used in the GCLs. Bentonite is a natural clay with a strong affinity to water, which leads to swelling, sealing and adhesion properties.
However, in contact with some challenging leachates, which have very acidic or very alkaline pH values (11 < pH < 3), high ion concentrations and/or high electrical conductivity, the bentonite loses its sealing effect and cannot be used effectively. In order to utilize GCLs nevertheless, swellable polymers are added to the bentonite, increasing the swell and sealing of the products. But, this also causes problems such as requiring altered testing, as the swell index test for products like this do not show proportionality to the hydraulic conductivity in contrast to standard bentonite. In addition, the long-term stability in combination with washout effects needs to be addressed.

In order to overcome these problems, a bentonite mixture, which can be used in challenging leachates without the addition of polymers, has been developed. The paper summarizes the results of permeability tests of GCLs incorporating this new mixture in contact with DI water, 0.05 M $CaCl_2$ solution as well as leachates from aluminium (RM) and gold (Au) mining as well as coal combustion products (CCP). The tests have been conducted until chemical equilibrium between in- and outflow was achieved.

The conducted research shows that the new mixture (MIX) outperforms the sodium bentonite (NaB) in every test with challenging leachates. Especially against the leachates with a very high ionic strength, RM (K-value MIX: $1{,}9 \times 10^{-11}$ m/s / NaB: $8{,}4 \times 10^{-7}$ m/s) and CCP HS ($1{,}2 \times 10^{-11}$ m/s // $1{,}7 \times 10^{-7}$ m/s), it becomes very clear.
The results show that GCLs without polymeric additives can be used even for challenging leachates. This opens up new fields of application and research. It also shows that standardization, due to the restrictions against polymer addition, does not limit the use of GCLs.

Determination of elemental carbon in solid samples for assessment according to the landfill regulation

O. Mann, S. Coskuner, T. Klinger, F. Maringer, L. Sappl, M. Gazetovici, K. Wruss & W. Wruss
ESW Consulting Wruss ZT GesmbH, Vienna, Austria

According to the Landfill Regulation 2008 (DepVO), the landfilling of waste is prohibited if the organic carbon content (TOC) in the solid material exceeds five percent by mass. This does not apply to waste whose carbon content results from elemental carbon, coal or coke, unless it is loaded activated carbon or loaded activated coke, if this waste is deposited in a landfill for non-hazardous waste. Due to biological decomposition, increased TOC contents in landfill waste can lead to the formation of landfill gases such as methane. Due to their easy flammability, these gases can develop an increased hazard potential and lead to a fire or explosion. Furthermore, methane is a greenhouse gas and contributes to climate change. However, the elemental carbon (EC) is not accessible to microbiological degradation and therefore has no negative influence on the landfill body.
It is only since 2016 that DIN EN 19539, which deals with the analysis of elemental carbon in soil, has been published. This method describes a temperature-dependent differentiation of total carbon into three fractions, the TOC_{400}, the ROC and the TIC_{900}. The EC should be found in the ROC fraction. In this work the suitability of this temperature controlled screening method with respect to the differentiation between organic and elemental carbon shall be evaluated and tested for the applicability to assess the EC according to the Landfill Regulation. Single and mixed standards with known concentrations of TOC, TIC and EC were prepared and subsequently measured with the temperature controlled screening method according to DIN EN 19539.
The applicability of this method to the Austrian Landfill Regulation seems difficult, if only because of the terminology. While the DepVO speaks of "elemental carbon, coal or coke fractions", DIN EN 19539 only speaks of "residual oxidisable carbon (ROC)", in which these fractions should be contained. However, it is also apparent that a clear classification of the carbon species into the three fractions of DIN EN 19539 is only possible to a very limited extent. The ROC cannot be used to determine the elemental carbon according to the Landfill Regulation 2008, as the combustion temperatures of the various representatives of the EC cover the entire range from TOC_{400} to TIC_{900}. Furthermore, many organic components can be found in the ROC fraction, such as cellulose, phthalates or humic acids. Therefore, a pure TOC screening does not allow a clear distinction between TOC and EC and a further sample preparation step seems necessary. Therefore, two further processes should be tested in combination with DIN EN 19539: the CTO method (chemical-thermal oxidation) and the pyrolysis method, which is already widely used.

Potentials and limits of landfill aeration

M. Ritzkowski & K. Kuchta
Hamburg University of Technology, Sustainable Resource and Waste Management, Hamburg, Germany

Measures for the aerobic in situ stabilization of landfills (landfill aeration) pursue the goal of accelerating the biological degradation and transformation processes in the landfill body in a controlled manner. As a result, significantly reduced emissions in the form of landfill gas and contaminated leachate occur both during aeration and after stabilisation. The reduction of methane gas emissions contributes to (global) climate protection, while the improvement of leachate quality, depending on local conditions and technical installations, has a positive effect on the (local) soil and groundwater condition or on the duration and extent of the necessary purification efforts. With regard to the ecological sustainability of municipal solid waste (MSW) landfills, aeration makes a significant contribution with regard to the intended release from aftercare within one generation.

Due to the outlined positive effects of in situ stabilisation, many German and European landfills have been and are being aerated for about 15 years. In Germany, for example, investments in the aeration infrastructure and in the necessary preliminary investigations (potential analyses) are financially supported within the framework of the national climate protection initiative, and in Switzerland, too, projects for sucking aerobisation (so-called over-suction or also passive aeration) can receive financial support through the Foundation for Climate Protection and Carbon Offset (KLiK) Foundation.

When older municipal waste landfills reach a state in which the energy recovery of landfill gas can no longer be carried out in an economically advantageous manner, in situ aeration can contribute to a reduction of environmental pollution and a shortening of the necessary aftercare period. The concept is based on a controlled and accelerated degradation of the (at this point in time) remaining organic carbon under aerobic conditions. In this way, diffuse emissions of the greenhouse gas methane during aeration and beyond can be avoided as far as possible, while at the same time pollution loads in the leachate are significantly reduced and the settlement of the landfill body is largely completed.

Despite these great potentials, however, the limits of the process must always be taken into account when planning future landfill aeration projects. In particular, the carbon discharge via the gas phase can only be increased to a certain extent. Usually, the amount of supplied air or biologically converted oxygen will limit the speed of the biological stabilization process. An increase in the aeration quantities thus only leads to an acceleration of the stabilization within certain limits and, in the case of very high quantities, is associated with significant increases in operating costs and secondary emissions. Nevertheless, landfill aeration is currently the only available instrument for the biological stabilisation of municipal waste landfills within manageable periods of time, thus significantly reducing the effort and duration of landfill aftercare.

Characterizing gas flow during in-situ aeration of landfills

N. Fricko, C. Brandstätter & J. Fellner
TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

Throughout the last decade, in-situ aeration has become a quite a standard in remediation of old landfills. It addresses both most common problems of such landfills: ammonia-nitrogen in leachate as well as landfill gas emission. Nevertheless, generally applicable criteria to end a remediation measure are still to be developed. Besides other parameters, the time-dependency of the simplified standard oxygen transfer rate (SOTR) known from aeration of continuously stirred tank reactors (CSTR) might be considered applicable.

During the aerobic operation of two landfill simulation reactors (LSR) the change in off-gas composition (O_2 and CO_2 content) in response to a sudden change in influx gas (Ar or Ar-O_2-mixture) as well as the influx rate of gas were recorded. Accordingly, a measurement sequence consists of a phase of depletion of O_2 followed by a phase of saturation. Meanwhile no leachate recirculation took place. The LSR have already been aerated for 12-15 months at the time of the experiment. Hence, no methane was to be expected in the off-gas of the reactors and the waste was well degraded and water saturated. The measured values of the off-gas composition were related to the exchanged volume (assuming an effective porosity of $0.1 m^3/m^3$) and fitted with a (positive or negative) exponential function. For comparison, a residence time was calculated based on the fitted curves. Almost instantaneous increase in exhaust concentration (after changes of the input gas composition) indicates the existence of preferential pathways inside the waste body.

Independently of the flow rate or phase, achieving an equilibrium in CO_2 content (expressed by a constant concentration) generally took longer than for O_2. Taking the changes in microbiota into consideration this observation is quite reasonable - anaerobic bacteria are more sensitive to environmental conditions and are slower in growth, resulting in a slow rise of CO_2 during the O_2 depletion phase. However, at the start of the saturation phase, facultative anaerobic bacteria have lost their ability to handle oxygen and need time for adaption.
Focussing on steady state for both depletion and saturation, there are two characteristics derived: the anaerobic basal metabolic rate and simplified SOTR. Interestingly, the anaerobic basal metabolic rate rises with rising flow rate. Either there is a real increase in CO_2 production due to higher removal of CO_2 from the system (principle of least compulsion) or the higher flow rate results in a higher mobility of CO_2 from the bottom of the reactor (more probable). For an ideally mixed and aerated fluid system, SOTR is defined as oxygen uptake rate (OUR) related to the oxygen transfer rate (OTR). Simplified for steady state in-situ aeration, OUR is equivalent to the volumetric flow of CO_2 (assuming all CO_2 is formed aerobically) and OTR is calculated from the difference in O_2 concentration between inlet an exhaust. SOTR and aerobic basal metabolic rate show a remarkable trend: the aerobic basal metabolic rate (which is about two times higher than anaerobic basal metabolic rate) is almost constant and independent from the flow rate. Hence, O_2 is not limiting microbial conversion at the investigated concentrations. In contrast to that, SOTR decreases significantly for higher flow rates and consequently the aeration efficiency. On the long-term a decline in SOTR for low flow rates may be expected due to changes in porosity and decreasing microbial activity.

The new waste framework directive and its impact on textile waste

A. Bartl & W. Ipsmiller
TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

In May 2018, the Waste Framework Directive 2008/98/EC (WFD) was amended by the adoption of Directive (EU) 2018/851. In addition to numerous modifications and expansions, the amended Waste Framework Directive now also concerns end-of-life textiles that have not yet been the focus of waste management.

Unlike in the past, it is now clearly established that end-of-life textiles are part of municipal waste. All rules and regulations that are currently applicable or will be applicable in the future to municipal waste therefore also apply to end-of-life textiles. In this context, for example, appropriate recycling of end-of-life textiles can also help to achieve recycling rates for municipal waste. Nevertheless, it is not further specified which products the term “textile” covers. However, a clear definition would be desirable to ensure that there are no loopholes.

Textiles are not only part of the municipal waste but it is now clearly established that re-use should also apply to textiles. Furthermore, in March 2020 the Commission released the so-called Circular Economy Action Plan, in which the importance of re-use in the field of textiles is stressed. The current collection schemes, some of which are run by charitable organizations, are already aimed at re-use, i.e. second-hand clothing. It is to be hoped that in the future more end-of-life textiles will be reused in Europe itself. At present, damaged clothing is almost impossible to repair because of the excessive labor costs involved. Repairing textiles and making new fashion from outdated or damaged items may require new skills and create jobs.

In this area, too, there is great potential to curb the rapidly increasing consumption of textiles. Even though this measure is very welcome from an ecological point of view, it must be noted that no concrete targets have been formulated. It remains to be seen whether the measures set by the directive will actually lead to a significant increase in the repair of end-of-life textiles and their re-use within the EU. Accompanying measures such as tax relief on labor or higher taxation of raw materials could be appropriate measures.

The most significant changes concerning textiles are made in Article 11, under paragraphs 1 and 6. Separate collection for textiles, which has hitherto been voluntary, will become mandatory by 1 January 2025 at the latest. No quotas have yet been set, but these must be set by 31 December 2024 at the latest.

On the one hand, quotas could be defined for preparation for re-use and recycling, as is the case with municipal waste or packaging waste. In principle, however, minimum quotas could also be defined for a recycling proportion in new textiles. Furthermore, it cannot be ruled out that, as is currently the case with packaging, extended producer responsibility will also be introduced for textiles. It is to be hoped that, in the area of end-of-life textiles, the Commission will follow a path that can be implemented by the industry and will lead to a significant reduction in the currently high consumption of resources for textile production.

An indirect impact of the Waste Framework Directive on waste textiles can also be seen in achieving the rates of preparation for re-use and recycling of municipal waste of 55 % (2025), 60 % (2030) and 65 % (2035) respectively. Since, as already mentioned, end-of-life textiles are defined as part of municipal waste, recycling this material flow can help to achieve these quite ambitious targets.

State-of-the-art and future perspectives in textile recycling

W. Ipsmiller & A. Bartl
TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

Textiles are a basic human need, yet, behavioural change has fostered consumption, while useful life is decreasing, and increased the amount of end-of-life textile items. The production of textiles, however, is rather extensive and the individual processing steps are spread all over the world and thus frequently, cannot directly be influenced. Yet, textile manufacture is resource consuming, thus incineration should be avoided wherever possible. Therefore, the pressure on the waste management industry to develop suitable recycling processes is high, let alone the impact by recent developments in legal requirements.

For textile recycling, separate collection and sorting are essential; any mixing of used textiles with other waste streams makes high-quality reuse and recycling impossible. Yet, though separate collection is known to be able to achieve high levels such as in Germany, in other countries, even when setting generally high standards in waste management, collection rates for textiles are comparatively low.

In general, fractionation enables the following post-use/-processing options:

1. Reuse: Around 50 % of the collected items are used as second-hand, yet only a small proportion is marketable in industrialised countries, while the whereabouts of second-hand clothing in recipient countries abroad is largely unknown.
2. Cleaning-&-wiping-rags (CWR): Minor treatment enables the single reuse of hydrophilic fabrics for this purpose; however, this is lacking a circular approach.
3. "Mechanical" recycling: Textiles are converted back into fibres in special machinery. As a rule, materials are commingled, as mono-material fabrics are rare. I.e., while reprocessing into textiles is essentially possible, applications are mostly nonwovens.
4. "Physical" recycling: Melting / dissolving of polymers for re-spinning. Again, this method is suitable for single-material textiles only; removal of impurities is complex.
5. "Chemical" recycling: Depolymerisation by thermal (e.g. pyrolysis, steam explosion), chemical (using a solvent, e.g. alcoholysis) or biochemical (bio-catalytic hydrolysis) operations. Depending on selectivity, monomers are ready for re-polymerisation or biotechnology use, or else exploitable in waste-to-energy after unspecific reactions.
6. Sequential recycling: Current developments suggest that chemical recycling processes may be embodied beneficially as a pre-stage method. In particular, this applies to blended fabrics, accounting for the largest share in the market. For example, cellulose present within a bi-material fabric can be depolymerised to glucose by enzymatic hydrolysis, facilitating mechanical (3.) or physical (4.) recycling of a share of synthetics.

While reasonable combinations of said technologies offer significant savings potentials, it is also clear that further research in this field is still necessary to attain potent recycling technologies that yield ecologically and economically justifiable processes.

Tex2Mat: The recycling of towels and laundry made from PET and cotton

U. Jenull-Halver & C. Holzer
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria

The EU's legal requirements on circular economy present big challenges on the Austrian textile industry which is mostly dominated by SMEs. Nowadays textiles material for towels and laundry tend to be more and more made from a mixture of fibres, typically PET and cotton, which makes recycling especially difficult. On the other hand, in order to avoid landfill, incineration and to preserve our resources, the closing of life time cycles is essential. In the course of the project, Tex2Mat companies and universities working in that field came together to find a solution for that problem. The central task of the project was the separation of the PET fibres from the cotton fibres. In the following steps, the recycled PET fibres were analysed and their suitability for spinning determined. The central trials of the project were the trials for spinning and weaving which were successfully conducted and resulted in the production of towels in the same quality as the original.

The bio-waste bin in large housing estates - workbook for waste management companies and property managements

S. Kreibe, R. Berkmüller & A. Martin
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Germany

Above all in densely built-up urban areas, the quality of the waste collected in the bio-waste bin is often poor and high levels of impurities make it difficult to recycle bio-waste. Significant amounts of bio-waste are not collected separately, but are lost with the residual waste. On behalf of the State Institute for the Environment of Baden-Württemberg (LUBW), the bifa Environmental Institute developed the workbook “Proper use of bio-waste bin", to improve the separation of bio-waste in large housing estates. It supports municipal waste management and property managers in the implementation of projects to improve the quality of collected bio-waste. This includes a guide, 23 action modules and 40 tools for practical work. It was tested by municipal waste management units and property managers and then revised.
The action modules are divided into the groups Planning, Analysis, Waste-Bin-Pitches and Waste Bins, Creating Incentives and Informing. The modules and tools can be individually combined and adapted. In order to support the users, four possible project approaches are proposed, which can be designed in different ways:

- information campaigns for all large housing estates in the municipality,
- consultation campaign of the municipal waste management unit for property managers,
- targeted measures for individual large housing estates and
- activities of property managers themselves.

Particularly in the case of large housing estates, it is important to take into account the particularities of the structures and the local situation when selecting and implementing measures. Of particular importance are targeted communication and a package of measures suitable for large housing estates.
In order to achieve behavioral changes among residents, technical adjustments such as clean waste-bin-pitches or adapted waste bin sizes can be helpful. Above all, however, residents must have the necessary knowledge and motivation for good waste separation. Information and motivation measures should above all address active waste separators who are poorly informed. The greatest effect can be achieved here, and well-informed active waste separators are also addressed in this way. Appropriate measures can also be taken to address difficult-to-reach groups successfully. A target group-oriented approach is particularly important here.
At the end of the project, the measurement of success should not be forgotten. For this purpose, the repeated evaluation of the bio-waste quality and surveys among the residents at the beginning and end of the project can be used.
Although the workbook was primarily developed for large housing estates, many hints and action modules can also be used beyond that.

Impurity level in biowaste - potential of impurity removal by pretreatment

M. Brune & A. Feil
RWTH Aachen University, Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

Due to the mandatory separate collection of biowaste, which came into force on 1 January 2015 in accordance with § 11 KrWG, the amount of biogenic waste collected from households has increased by approx. 13 % over the last 5 years. In 2018, around 10 million tonnes of biowaste were collected. This positive trend is an important contribution to achieve recycling and recovery targets. With regard to high-quality recycling, not only the available quantity, but also the purity of the material are crucial. The operators of composting and fermentation plants facing the challenge to produce an agriculturally usable compost product from the collected biowaste, regardless of its purity. Due to the stricter limit values for impurities in compost, the issue of impurities has become increasingly relevant.

In a small amendment to the biowaste ordinance, which is announced for 2021, a control value for the impurity level of 0.5 wt.% will be implemented. This control value is to be achieved before the biological treatment step. In many areas, the impurity level of biowaste is significantly higher than 0.5 wt.%, so that the use of processing technology is required to achieve the control value. Despite comminution, the largest share of impurities was found in the fraction > 80 mm. Therefore, by integrating screening technology into the pre-treatment process, the impurity level of biowaste can be significantly reduced.

Nevertheless, the sieving result of 60 individual biowaste samples in total from two different collection areas with impurity levels in a range of 1.2 to 20 wt.% shows that, using a sieve section of 80 mm or 60 mm, there were no samples achieving an impurity level of < 0.5 wt.%. This leads to the conclusion that the control value is a challenge for plant operators, which they cannot meet without a significant improvement in biowaste purity.

DeSort - Impurity management in biogenic waste

H. Kaltenböck, M. Wellacher & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Compost of biogenic waste is an important source of nutrients for soils in Austria and Europe. However, due to misthrows in biowaste, the source material for high-quality compost is impure. Especially plastics in biogenic waste lead to challenges for bio-waste treatment plants, as they get into the finished product compost. The investigations show that 3.6 tons of biogenic waste consists of 3.9 mass percent wet weight of plastic misthrows. The problem increases the more densely populated and urban the collection areas are. According to the law, the waste owner is responsible for misthrows in biogenic waste. As soon as the biogenic waste is collected by the commune or a service provider, the responsibility changes from the person who caused it to the commune. Although this problem has been known in many collection areas since the start of separate waste collection in the 1990s, it is still unsolved in spite of intensive efforts. In a further consequence, the responsibility submitted to the composting plant operator who has to carry out labor-intensive and costly cleaning methods in order to be able to guarantee an according quality of compost. A possible improvement of the source sorting cannot be replaced of these cleaning methods.

“DeSort” explore the basics of automatic detection and sensor-based sorting of misthrows in biogenic waste. Technically, a plastic-detection-system is installed on the collection vehicle and an improved technology for compost cleaning is designed. Organizationally, appropriate actions for reducing plastic waste are combined with structural, material, idealistic and financial incentives. Since the plastic weather to microplastic during the treatment process, the sorting out of plastic particles from biowaste is already a condition for pure compost.

Guide to sustainable waste management in specially protected natural areas in Russia

O.V. Ulanova
INRTU, Environmental Center „Baikal Waste Management“, Irkutsk, Russia

J. Ebbing
Lobbe Umwelt-Beratung, Iserlohn, Germany

As of 1 January 2017, over 12,500 specially protected natural areas of federal, regional and local importance have been designated in the Russian Federation. The total area of these is 232.5 million hectares (including marine areas), which is 13.6 % of the total area of Russia.
The development of tourism in specially protected natural areas increases the volume of waste generated. Improving the waste management system in nature reserves is one of the keys to preserve biological and landscape diversity and limiting negative impacts on the environment.
In the summer of 2019, as part of an initiative of the Agency for Strategic Initiatives (Russia) together with the Lake Baikal Foundation for Environmental Applications and Research, the authors developed a guide for the sustainable management of waste in specially protected natural areas.
The objectives of the guide for sustainable waste management is to introduce effective, modern and environmentally friendly waste management systems in Russian nature reserves.
The developed guideline contains the analysis of the possibilities to create sustainable waste management systems in specially protected natural areas under current conditions (SWOT analysis). The proposals were further developed into new guidelines in cooperation with the project partners.
Different options for waste management were developed: Recommendations for the creation of appropriate infrastructure (logistics for separate waste collection and recycling centres near nature reserves) as well as recommendations for environmental education for employees, tourists and local residents.
One of the chapters of the guide provides step-by-step instructions on sustainable waste management for five target groups: Employees of nature reserves, representatives of the tourism industry (owners of campsites, museums, catering establishments, etc.), tour operators and managers, and guides of tourist groups, tourists and visitors and waste collection companies (recycling companies).
The waste management guidelines for specially protected natural areas are based on two scenarios that build on each other. The scenarios contain innovative measures that help the management of nature reserves to achieve maximum efficiency in the disposal of municipal solid waste, considering their financial, climatic, geographical, tourist and economic conditions.

Development of local municipal solid waste management in the Western Transdanubia Region of Hungary

Z. Nagy
3B Hungary Ltd., Zalaegerszeg, Hungary

B. Csőke, J. Faitli & R. Romenda
University of Miskolc, Institute of Raw Materials Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary

A.A. Kállay
University of Miskolc, Institute of Energy- and Quality Affairs, Miskolc, Hungary

Hungarian municipal solid wastes (MSW) management has developed tremendously over the past 15 years. More than 3,000 landfills and dumps had been closed, just to mention one improvement. However, still, lots of work is necessary to accomplish the EU's ambitious aim of decreasing landfilling and increasing recycling and composting. The municipality of Zalaegerszeg is a centre of a Western Transdanubian area, where the MSW management public service for about 500,000 habitants has to be solved daily. In 2016, a Hungarian planning and manufacturing company, the 3B Hungary Ltd. started a project with the Institute of Raw Materials and Environmental Processing, University of Miskolc, to reduce waste landfilling in this region focusing on the local handling and utilisation of the residual municipal solid wastes (RMSW). Processing and utilisation of some selectively collected municipal waste streams were solved previously; therefore, research is focused only on RMSW. Two development stages were planned. The first one is the construction of a mechanical processing plant with which the landfilling ratio of RMSW can be reduced below 60 %. The second one is the local and combined thermal utilisation of the RDF and bio-fraction with which landfilling of RMSW can be further decreased below 15 %.

The first development stage has been accomplished. A new, almost completely Hungarian developed and produced waste processing plant (60,000 tons/year capacity) was inaugurated on 13th July 2018. The designed and built mechanical-physical technology contains a two-rotary pre-shredder, a drum sieve to separate the so-called "bio-fraction", the newly developed KLME (combined air flow, magnetic and eddy-current separator, KLME is the Hungarian abbreviation), two NIR sorters, the final shredder and all the necessary auxiliary equipment. Main products of the technology are the bio- and inert fractions (still landfilled after the first stage), material streams for recycling, Fe, Al, PET and PVC and the secondary fuel material (RDF) for energetic utilisation.

Intensive research is taking place for accomplishing the second development stage. A common Hungarian problem right now is, that the incineration capacity for RDF thermal utilisation is lower than the produced RDF quantities and that long transport distances exist; therefore, a local solution is a priority. Fundamental research is being carried out to examine and to produce pellets made from the bio-fraction and RDF. Thermal incineration tests have been carried out with products of the Zalaegerszeg plant in a local small industrial scale incineration plant in Eger. A pilot-scale pyrolysis reactor has also been built and pyrolysis tests have been done. Another technology, namely a disintegrator machine with two rotors with pins, that comminutes and dries the bio-fraction before the pyrolysis reactor, has also been tested.

Contributions of the austrian repair sector to the circular economy and climate change mitigation

M. Neitsch, M. Wagner & I. Schanda
RepaNet – Re-Use und Reparaturnetzwerk Österreich, Vienna, Austria

The contributions of professional repair businesses and the DIY-scene in repair cafés to the circular economy are valuable. Not because of the sheer amounts of handled materials, but because their actions take place on the highest level of the waste hierarchy. The extension of consumer products durability not only lowers waste generation, but has far more reaching effects. In a state-of-the-art Circular Economy, stakeholders from various sectors work together, to mitigate environmental effects linked to products and waste, while simultaneously generating positive side-effects that foster sustainability. Several Austrian provinces already proved, that funding and promotion of repair businesses and repair cafés pays off.

Waste consulting - more than just basic ecological training

A. Krenn
Montanuniversitaet Leoben, Lecturer at the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

At the beginning of the 1990s, a waste emergency occurred in large parts of the Federal Republic of Austria after existing landfills were largely filled in and massive resistance arose from the population to planned new sites. The aim was to avoid municipal waste, to optimize waste separation and thus to considerably reduce the amount of residual waste by providing qualified waste consulting. In Styria, therefore, a target was drawn up according to which one trained waste consultant was to be employed for every 25,000 inhabitants in order to achieve the above-mentioned goals. In addition to providing information to children and young people in schools and kindergartens, focuses were set in individual communities, where comprehensive waste consulting was carried out throughout the entire municipal area.
Using the example of the community of Hafning, it is to be shown that trained waste advice has not only led to a measurable reduction in the amount of residual waste, but that this has also had a lasting effect and has been maintained until today. In a comprehensive consulting project carried out over a period of four years, the amount of residual waste per inhabitant and year was reduced from 110 kg to 75 kg. A total of 420 consulting hours were spent on this project for 1650 inhabitants in 725 households. The savings achieved in the collection and treatment of residual waste (approx. € 14,500 per year) are more than a factor of 4 higher than the personnel costs for the waste advice provided (approx. € 3,255 per year).
In summary, it can be said that targeted waste advice not only raises awareness of waste avoidance and recycling possibilities, but can also reduce residual waste by a quarter. Furthermore, it has been shown that the reduction of residual waste has continued over the cosulting period and is still continuing. The cost savings achieved clearly show that waste consulting definitely pays off.

Results from pilot-trials wastescanner – Potential to reduce waste

A. Opelt, M. Kornthaler, C. Nager, S. Oswald & C. Patzig
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria

There are new targets for the recycling rate set by the European Union. Even though countries like Austria do have a relatively high recycling rate already, there is still a significant improvement required until 2035. Austria has currently a recycling rate of 59 % - or if we use the standardized new calculation methodology – 52 %. The aim is 65 % and this means that additional 500.000 tons of municipal waste have to be recycled. One of the essential tools for better recycling is the separate waste collection, which is established and performed by our citizens. However, this tool achieved an immediate improvement when it was introduced 30 years ago but showed no real improvement over the last 20 years. The effort waste workers put into educating children and adults is important but allows only keeping the current level. The current level means, that we still have 60 % of organic waste and recyclables in the mixed municipal waste bin (the grey/black bin). This means we do have significant potential! Nevertheless, it required new methodologies, which support current efforts to make another big step in separation motivation for the citizens.

In 2018 a novel solution – named wastescanner – was introduced and since then various trials in pilot regions and specific experiments have been performed. This system provides a more regular and more specific feedback to the households on the performance of their waste separation quality. Evidence in other fields, but also in these trials show, that regular feedback is important for an improvement of motivation. The trials of the wastescanner were performed for mixed municipal waste as well as for organic waste. In most cases there was a significant effect on the waste separation quality and thus a reduction of organic waste and recyclables or let's say misthrows as such.

Specific experiments on the question of closed bags (the system cannot see the complete waste surface) and the question of surface vs. volume (the system can just see the surface of the waste pile but not more) were performed. Each experiment provided interesting new aspects but did not change the view on the general aim for such a solution. The wastescanner does neither require to provide exact volume information of the waste composition, nor does it need to see the complete surface of the waste (which would require an opening of the waste bags), to change the behaviour of the citizens. Key is to provide awareness and the right level of communication towards the citizens of the data captured by the wastescanner.

The results of the trials vary as the starting position in each region was very different and also the communication effort taken was varying strongly. In an ideal setup, the misthrow rate in the mixed municipal waste could be reduced by 50 % which provides strong evidence for the potential of such a novel technology.

Innovative food waste collection in Asia

M. Meirer
MEIKO GREEN Waste Solutions, Product Management & Business Development, Offenburg, Germany

The reporting at the beginning of the Covid 19 pandemic has made many people aware of the situation on the street markets in China. In some commercial kitchens, the situation is similar to that at the markets. The understanding of hygiene there was and still is somewhat different than in Europe.

This article will, among other things, address these differences and show new approaches to the collection of leftovers.

As soon as food waste is produced, it must be collected. Open food waste bins are very common in Asia. They have a significant potential for improvement in terms of hygiene, odour, internal processes and occupational safety.

Open containers behind the house attract animals and prevent correct compliance with the ban on feeding animal by-products to animals, which has also been adopted in many countries in Asia for years and is subject to increasingly strict controls. There is also a strong odour, as these food waste bins are very rarely stored in a refrigerated place.

It is impossible for one person alone to transport and empty these waste bins in the disposal trucks and this is often accompanied by a contamination of the floors.

This can be remedied by an innovative collection system, which automatically pumps or sucks the food waste from the place where it is produced into a collection tank. In this tank, they acidify within a few hours, stabilising the waste. As a result, they do not have to be cooled and the CO_2 formed in small quantities – with an emptying interval of one month, towards the end of the month approximately the same volume of CO_2 escapes from the tank (cumulated) as the tank can store in food waste – is discharged via a pipeline above the roof. The tanks can be emptied using the same suction trucks used to empty the grease separators. The treatment of liquid waste is similar to the treatment of solid waste in the traditional food waste bin, with up to 20 % more gas yield.

Such systems were first used in Europe about 30 years ago. In Asia, a strongly increasing trend towards these systems has been noticeable for years.

Even if the collection of leftover food in Asia is far from being of the same standard as in Europe, the difference is becoming smaller from year to year. Due to the increasing internationalisation of hotel chains, for example, almost the same standards are already applied worldwide.

Examination of the specific volume of advertisement in private postboxes

F. Eck, J. Henrich & S. Gäth
Justus Liebig University Giessen, Chair of Waste- and Resource Management, Germany

The underlying study examines the specific volume of addressed and unaddressed advertisement in German households (HH) to identify potential reduction effects of the application of the `please do not advertise´ sticker. The annual volume of direct mail advertisement items to HH is about 60 kg, of which about 44 kg are unaddressed advertisement. This corresponds to a maximum reduction potential of 73 % of the application of the sticker. In relation to the total amount of waste paper of a HH, this can result in a reduction of 10 %.

Against the background of all HH receiving partly not desired unaddressed advertisement, there is considerable potential for sustainable social management. Accordingly, much more attention must be paid to this topic. Furthermore, it needs to be considered that not only the distribution and disposal but also the unnecessary production of unwanted advertisement wastes scarce resources. Therefore companies, the public and politics need to pay much more attention to this problem in terms of an active protection of the environment.

Suitability of non-hazardous mineral wool waste as supplementary cementitious material in cement industry

T. Sattler & D. Vollprecht
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

V. Dietrich
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Geology and Economic Geology, Leoben, Austria

J. Schimek
PORR Environmental Engineering GmbH, Vienna, Austria

Mineral wool consists of man-made vitreous fibres and is most widespread as insulation material in construction industry. Dismantling of buildings produces mineral wool waste in high volume and certain quantities, which is still unused to this day.

A climate-friendly application option would be the use of mineral wool waste as an additive for cement. Although this does not reduce its energy intensity, it protects primary resources through substitution. However, this is only possible if the mineral wool waste has latent hydraulic properties and can be used as a supplementary cementitious material (SCM).

In this article, therefore, the preparation of non-hazardous mineral wool samples and the tests for suitability of these samples as SCM are examined and discussed. In order to evaluate the properties of the samples, the standard ÖNORM B 3309: 2010 is used. This covers a catalog of requirements for checking hydraulic properties using an activity index.

The studies have clearly shown that mineral wool has the potential to be used as SCM in cement industry. Unfortunately, the use of mineral wool as SCM is currently not permitted. Hence, this study should promote a wide-ranging debate of a revision of the standards and initiate a procedure for the definition when the wool ceases to be waste, as it is proven that mineral wool is suitable for the application in the cement industry.

Towards zero waste in steel industries

C. Adam, K. Schraut & E. Weingart
Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Fachbereich Thermochemische Reststoffbehandlung und Wertstoffrückgewinnung, Berlin, Germany

During steelmaking huge amounts of by-products such as steelworks slags and wastes such as zinc rich filter dusts accrue. Great shares of these materials are landfilled due to their chemical compositions despite a certain potential of recoverable components. At Bundesanstalt fuer Materialforschung und -pruefung (BAM, engl.: Federal Institute of Materials Research and Testing) processes are investigated and developed aiming at the complete recovery of those material streams. So called Linz-Donawitz-(LD)-slags were post-treated by carbothermal reduction in an electric arc furnace to produce pig iron and a substitute for Portland Cement Clinker. Substitution of Portland Cement Clinker by cementitious products based on steel works slags results in a reduction of carbon dioxide emissions and saving of natural resources. Zinc was recovered in form of a marketable zinc chloride solution from steelworks filter dusts and sludges by thermochemical treatment with waste chloride solution from steel pickling. In this process zinc is evaporated in form of zinc chloride at moderate temperatures. The residual mineral fraction is free of zinc but still contains iron and carbon that is recycled in steel production. The processes were developed to save mineral resources in steel industries and to avoid landfilling of valuable material streams.

What do novel insights into slag conditioning mean for waste management?

D. Vollprecht, S. Neuhold & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Within the project „MiLeSlag“ (Mineralogy and Leachability of Steel Slags) a concept was developed which traces back the leaching of chromium (Cr) and vanadium (V) from electric arc furnace slags to their mineralogical composition and production conditions. Although the obtained insights found resonance in academia, the relevance for waste management has not yet been demonstrated. Therefore, in this contribution the relevance of the research results of the project for waste management is presented showing that the recyclability of electric arc furnace slags as industrial aggregate can be optimized specifically during their production.

Chlorine Platform - recycling of chlorine-containing plastic waste and recovery of critical metals

M. Peer & B. Berninger
Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, faculty of mechanical and environmental engineering, Amberg, Germany

M. Peer, A. Hofmann & M. Franke
Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology, Recycling Management, Sulzbach-Rosenberg, Germany

W. Kunz
University of Regensburg, Institute of Physical and Theoretical Chemistry, Regensburg, Germany

Chlorine containing plastic waste fractions, especially those containing polyvinylchloride (PVC) are mainly incinerated. The formed hydrogen chloride (HCl) has to be removed from the vapour by neutralization, resulting in a salt which needs to be disposed of. Such PVC-containing waste is used in the project “Chlor-Plattform” to recover critical metals from other waste streams, where recycling routes exist only for valuable metals like platinum group metals. With the presented technique, an economic and ecologic recycling of critical metals should be possible. In a first step, PVC-containing plastic waste is thermo-chemically treated in a first reactor to form vapour, rich in HCl. In a second step, this vapour passes a second reactor, which is filled with critical metal containing material. Under these circumstances, metal chlorides are formed and evaporate. In a following condenser, the metal chlorides are condensed and a metal-rich concentrate is generated, where the metal can be recovered with further processing steps. As an example, different wastes like shredder residues of electrical- and electronic equipment, floorings and PVC-profiles were thermo-chemically treated by different temperatures to generate HCl-rich gas. The gas flows through the reactor, which is filled with Indium containing LCD-panels. The Indium in form of indium-tin-oxide reacts to indium chloride, generating a metal-rich concentrate downstream. Up to 53 % of the containing indium were found in the product fractions, cooling units and metal concentrate. With further extraction-steps and removing of solvents, the indium can be recovered by electrolysis. In summary a higher chlorine content and a higher pyrolysis temperature of the PVC-containing waste results in a higher recovery of indium. In next steps, the technique will be used for treating further waste streams containing PVC and critical metals.

Material flow analysis as a basis for decision making

H. Rechberger
TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

The significant increase in resource consumption over the past century and the associated environmental problems have become one of the greatest global challenges of our age. International and national political, industrial and civil society actors are therefore increasingly committed to strategies such as sustainable development and the circular economy. Their success also depends on how much it is possible to identify and quantify problem areas in resource management and to convert research results into concrete recommendations for action.

Material flow analysis (MFA) is among the most established methods for evaluating resource systems. However, MFA results must always be accompanied by an evaluation and design phase. Especially in complex systems, ensuring the comparability of the evaluation results between different studies is a major challenge. In addition, the crucial role, the interactions between different resources are increasingly recognized and should be taken into account when developing recommendations for action in order to avoid undesirable side effects. In addition, evaluation studies are often limited by the data and resources available for them. Here and for communication with the general public, it is therefore important to be able to derive sensible recommendations for action not only from comprehensive methods such as life cycle assessment, but also from simple, clear indicators.

The present study addresses these challenges. Using a case study from the Austrian phosphorus (P) and nitrogen (N) households, a method for the coupled MFA of several substances was developed. As simple indicators by means of which the coupled MFA can be evaluated, on the one hand the circularity (C), which quantifies the share of recycling in the total system throughput, was tested, and on the other hand the Substance Concentrating Efficiency (SCE), which is based on statistical entropy (H) that measures the degree to which a substance is concentrated or diluted in the system.

The study confirmed the close connections in the Austrian P- and N-system. It was shown that synergies between measures to increase efficiency in the management of one or both nutrients clearly outweigh conflicting goals. The combination of different measures achieves the greatest sustainability in the overall system. In terms of indicators, the SCE appears to be more meaningful than the C for most use cases due to the better capture of dematerialization and changes in process efficiency. Nevertheless, the limits of a simple, overview-based indicator in holistically reflecting the sustainability of the system should never be overlooked. In general, it can be seen that the chosen combination of MFA and indicators shows very precisely where and how Austria's nutrient system can be optimized.

Aggregated indices for the assessment of resource efficiency

P. Hense & M. Mocker
OTH Technical University of Applied Sciences Amberg-Weiden, Department of Mechanical Engineering & Environmental Engineering, Amberg, Germany

Design and methods of indices and measurement tools for the assessment of resource efficiency can vary as strong as ways for an improved resource efficiency are used in companies. However, in order to publish recommendations for political and business decision processes, comparability of such assessment methods is necessary. In the project NetCYCLE II, the authors are developing a novel method, which on the one hand is utilisable in life cycle assessments (LCA) and on the other hand compromises all aspects of resource depletion in a holistic approach at once. For this purpose, data base of geological parameters as basement for resource depletion assessment was updated as well as its corresponding equivalent unit was changed to kg iron-equivalent per unit or service. Furthermore, geological parameters as resources availabilities were expanded by anthropogenic stocks and dissipative losses of each non-biotic element. Following the holistic approach, socio economic aspects were considered parallel to geological ones. For this purpose, nine parameters compromising quantitative criteria (country specific risk, country specific concentration, enterprise specific concentration, price risk, import reliance) and qualitative criteria (demand due to future technologies, substitutability, EoL recycling input rate, regional importance) were taken into account as a co-factor to the geological parameter.

Environmental-economic impact assessment of business models in the Austrian waste economy

I. Meyer & M. Sommer
Austrian Institute of Economic Research - WIFO, Research Group Environment, Agriculture, and Energy, Vienna, Austria

Already today, the Austrian waste economy pursues several types of business-models that contribute to improving the environmentally-friendly use of materials that are already in circulation while generating local employment and value-added. Through the professional disposal of given waste streams and the recycling and processing of waste into secondary raw materials, the waste economy provides an important environmental function: the reduction of CO_2 emissions by substitution of primary raw materials with secondary raw materials. Primary raw material extraction is energy-intensive, drives the emission of greenhouse gases and is usually associated with adverse environmental impacts. Material efficiency strategies such as the return of a larger proportion of materials already in circulation through recycling but also the reduction of production waste in principle, constitute elements of a 'circular economy' which can possibly shrink resource and energy use considerably and lead to lower greenhouse gas emissions thus contributing to climate mitigation.
Given this background, the paper presents two complementary quantitative analyses using a macroeconomic model (WIFO.DYNK), which links monetary and physical waste-related data for Austria. 1) The economic and environmental effects of the current Austrian waste economy are evaluated. The aim was to obtain a comprehensive, cross-sectoral picture of the economic impacts triggered by waste- and resource-related business-models based on currently available data. Related impacts on CO_2 emissions are quantified. 2) Future employment effects that can result from further development of the Austrian residual waste economy are assessed.
Based on new data compilations derived from the status report "Inventory of Waste Management in Austria" (BMNT 2019) and the study "Benchmarking for the Austrian waste management" (Brunner et al. 2015), in particular investments and operating costs for transport and waste treatment in plants or other processes amounting to approx. 4 billion €, and taking into account the revenues resulting from the sales of secondary materials or energy generated from waste, the overall impact on the GDP from the Austrian waste economy in 2017 is calculated to about 5 billion €, which equates to about 1.4 % of GDP. Associated jobs are calculated to amount to 53.000 full-time equivalent (FTE) associated jobs, which corresponds to about 1.4 % of the non-self-employed labour force. Accordingly, the Austrian waste economy avoids around 8.7 $mtCO_2$ emissions in 2017, including international up-stream supply chains, and thus already makes a significant contribution to climate mitigation and sustainable use of materials. Prospects for a further development of the Austrian waste economy were assessed in a quantitative analysis of potential employment and value-added effects of different typified waste management models of residual waste treatment for Austria, i.e. waste incineration, mechanical-biological waste treatment, and enhanced separate waste collection. Here, the overall picture of employment impacts follows the structure: the more complex and costly the residual waste treatment is and the higher the derived amount of recycled materials, the higher is the demand for labour. For example, in the model of improved separate collection labour demand is highest (317 FTE/100,000 t of residual waste) and lowest in the case of pure waste incineration (197 FTE/100,000 t of residual waste).

SCI_BIM – Tool for recovery-oriented demolition

M. Rašković, A.M. Ragoßnig & U. Moroz
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH (eco consultants), Vienna, Austria

Resource scarcity, sustainability challenges within the construction sector, as well as stricter legislations on the efficient use of resources and on environmentally sound waste management practices instigate companies and organizations in the fields of Architecture/Engineering/Construction (AEC), Facility Management (FM) and Deconstruction to manage resources effectively over the entire lifespan of a building, including its end-of-life-phase – the demolition stage. In industrialized countries, the amount of built-in resources already exceeds the quantity of useful resources occurring in natural deposits. Buildings and infrastructure, therefore, represent valuable material stocks for recovery-oriented dismantling. At the same time, however, to guarantee clean material cycles, contained pollutants need to be accordingly discharged and directed into dedicated sinks. For the protection of human health and the environment it is crucial to free accruing demolition waste from any contaminated building components before it undergoes further reuse or recycling procedures. In Austria, the state of the art approach to the identification and the controlled separation of potentially contaminated construction waste from valuable building materials, for demolition projects with more than 750 tonnes of demolition waste, is the so called pre-demolition waste audit; a procedure involving an investigation of pollutants and impurities in buildings prior to their demolition. One of the many objectives of this conduct is the quantification of waste qualities to be expected in the course of demolition work. Here, building material-related mass estimations of anticipated waste qualities are usually derived from the evaluation of not only on-site but also considerable off-site investigation results. The reliability of the assessment, therefore, significantly depends on the availability of appreciable documentation records. For many existing buildings, however, sufficiently accurate information about their true geometrical structure or their actual material constitution is missing. Situations of this kind lead to mass estimates fraught with high uncertainties, leading to potential cost increases for waste management. In order to optimize the steering of material flows, the Austrian engineering consultancy RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, as an affiliated partner of the joint research project “SCI_BIM – Scanning and data capturing for Integrated Resources and Energy Assessment using Building Information Modeling“ funded by the Austrian Research Promotion Agency (FFG), has developed a potent tool (SCI_BIM-tool) which combines the use of innovative low-tech geometry acquisition systems with a tailor-made transformation process which converts 3D scans into models designed with Building Information Modeling (BIM) technologies. In parallel, the company’s proprietary Web-based geoinformation system (WebGIS) has been refined correspondingly, now supporting centralized model embeddings, digital depositions of chemical quality assessments, as well as automated generations of volume and mass estimates, also making the result more transparent for the customer.

Forschungskolleg Verbund.NRW - Interdisciplinary research on the resource efficiency of composite materials

S. Stahn & P. Quicker
RWTH Aachen University, Unit of Technologies of Fuels, Aachen, Germany

S. Flamme
FH Münster, Institute for Infrastructure / Water / Resources / Environment, Münster, Germany

Composites combine different materials and properties and therefore can meet complex functional, economic and ecological requirements and offer advantages when used in the construction industry. Composite materials such as carbon fibre reinforced plastics, textile concrete or thermal insulation systems are often described as drivers of innovation for energy and resource efficiency. Nevertheless, they should be critically questioned. Often the compound of different material fractions makes separation difficult or impossible. This complicates recycling at the end of life and can cause increased contamination of demolition materials with impurities during selective processing. The construction industry has a high resource and environmental, but also a high socio-cultural relevance. Against this background, the construction sector requires approaches to decrease the intense use of resources.

Within the graduate program “Forschungskolleg Verbund.NRW”, an interdisciplinary team of eleven PhD students of RWTH Aachen University and Münster University of Applied Sciences addresses current and future challenges of selected composite materials from the perspective of research and practice with the overall aim to identify and use resource efficiency potentials along the entire life cycle.

The separability and recyclability of textile fibres in textile concrete was investigated. Furthermore, various processes for the selective disintegration of thermal insulation systems with expanded polystyrene were tested and optimized, since no material recycling processes have been established for these materials yet. In the future, carbon fibre reinforced plastics will be a relevant waste stream across all industries, since their use has increased significantly in recent decades. A precise forecast of the quantity of generated waste streams showed the need to develop suitable recovery methods and increase material recycling with reuse of the fibres.

However, recycling cannot be the only approach. It is necessary to define the term resource efficiency over the entire life cycle. In order to develop an objective measurement system that can compare different composite structures, the factors that influence resource efficiency had to be determined first. The establishment of a closed loop economy, which contributes significantly to improved resource efficiency, is crucially dependent on the fact that a later separability and recyclability is already considered in the development and design phase. This requires evaluation models and planning tools for the development of dismantling-friendly designs with improved recycling potential. Also, for a sustainable use, it had to be ensured that recycled building materials are no potential threat for users or the environment over the whole life cycle. Other research questions in the program tackle the reasons why some circular approaches are already technically feasible but not implemented or accepted by the corresponding companies.

Recycling potential in the building industry

S. Schützenhofer
Interdisciplinary Construction Process Management, Integrated Construction Planning and Industrial Building, Vienna, Austria

Scarceness of resources, lack of waste sites, dependency on imports, increasing urbanization thus increasing consumption of resources and upcoming of waste are current challenges in built environment. Reduction of both, energy and resources consumption, should thereby be the primary aims for sustainable design. Even though by 2020 70 % of the building waste has to be either recycled or reused, resources efficiency is less considered than energy efficiency in the design stage of buildings. The AEC industry is responsible for about 60 % of the world-wide raw material extraction. In some cases, the anthropogenic material stock is as big, or bigger than the natural material stock.
The biggest problem is the unknowledge of the material composition of demolition buildings, as well as in most cases the failure to take account of the dismantling process already in the planning phase of buildings. In this paper an assessment method is tested, which assesses the three aspects of a building performance at the end of the use phase:

- Deconstruction,
- Separation and
- Exploitation.

One concrete-variant and one timber-variant was calculated and in the category exploitation two scenarios were maintained. High-value recycling channels were compared with recycling channels that are customary in practice. Finally, the results were discussed with experts.

Circularity by design – a contribution towards sustainability in urban temporary housing

J. Zeilinger & M. Huber-Humer
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

In many cities the demand for temporary housing is increasing, sometimes in complex situations where the urgency of providing housing is paramount. Sustainability considerations are therefore often not (yet) commonplace in this area.

Instead, a linear design approach is often predominant in temporary accommodation: the design and construction phase are implemented under time pressure, followed by a comparatively short operational phase. As soon as the end of temporary use is reached, the buildings are demolished and end up as construction waste.

Regarding their sustainability, such temporary "single-use" houses perform rather poorly: Temporary housing units are often still in good condition after their short period of use, and large (monetary and resource-related) investments make such facilities very expensive in relation to their lifetime. Furthermore, the associated energy consumption and emissions are high.

This conference paper examines whether "Circularity by Design" is a possible contribution towards more sustainability in temporary housing and which “second-life” approaches can be implemented.

For this purpose, a literature review was conducted and case studies of temporary housing in urban areas were collected and analyzed. Different approaches were discovered, which aim to prolong the lifespan of building structures, such as the (partial) reuse of temporary housing facilities (either with the same or a different function than originally planned), the appropriation and refurbishment of existing permanent vacant buildings for temporary housing purposes or the conversion of temporary housing facilities for other purposes.

Such design considerations, which aim at prolonging the overall lifetime of temporary housing structures, are promising approaches for increased sustainability in this field.

Plant safety of biogasplants with exemplary measuring and process control technology

G. Rettenberger
Hochschule Trier, Trier, Germany

R. Schneider
Ingenieurgruppe RUK GmbH, Stuttgart, Germany

The aim of the described study was to develop patterns for process flow diagrams such as Piping- and Instrumentation flowcharts (P- and I-D) for biogas production plants with representation of the measuring points including control tasks with significance for safety. These patterns are intended to serve as a template to supplement operationally required additional plant components, measuring points and control tasks. The use of the patterns should facilitate the implementation of the Technical Rule for Installation Safety "Safety requirements for biogas plants" (TRAS 120).

The described report includes the following components:

- In table 1 the necessary plant components according to TRAS 120.
- Table 2 and 3 of the safety-relevant measuring and control technology to be taken into account in special feedstock plants according to TRAS 120 and other facilities subject to TRAS 120 in accordance with the requirements of TRAS 120, supplemented by specifications of DGUV 113-001 (Collection of technical rules for the prevention of hazards due to explosive atmospheres with sample collection for the classification of potentially explosive areas in zones).
- Creation of process flow diagrams and P- and I-D, in which the safety-relevant measuring and control technology is displayed in a file format that can be used by installation planners.
- The patterns should basically apply to installations that are „Betriebsbereich“ or part of a „Betriebsbereich“ (i. e. subject of the Major Accidents Ordinance (i.e. establishment according to the European Union Seveso-directive (2012 / 18 / EU) and have therefore to comply with the state of art in safety technology.

Microbial recovery of metals from waste incineration ashes and slags

K. Kremser & G.M. Guebitz
University of Natural Resources and Life Sciences Vienna BOKU, Department of Agrobiotechnology, IFA-Tulln, Institute of Environmental Biotechnology, Tulln an der Donau, Austria

S. Thallner, S. Spieß & M. Haberbauer
K1-MET GmbH, Linz, Austria

J. Kucera
Department of Biochemistry, Faculty of Science, Masaryk University, Brno, Czechia

During the incineration of residual waste, considerable amounts of ashes and slags evolve, of which the disposal is difficult and costly due to the high content of heavy metals. Nowadays, these end products are deposited for final storage. This leads to a loss of potential metal resources and may furthermore cause environmental pollution by releasing heavy metals into the ground water body. In order to develop an environmentally friendly and efficient way of metal recovery from and reduction within this waste streams, a method using acidophilic bacteria (known as bioleaching or biomining) is proposed. The main action of bioleaching bacteria is the solubilization of acid-non soluble and acid-soluble metal-sulfides directly via enzymatic oxidation of Fe(II) to Fe(III) or indirectly via the production of sulfuric acid. Compared to common recovery processes, the biological approach provides many advantages like a limited amount of strong acids, operation at lower temperatures (~ 30 °C) and no emission of toxic gases during combustion. Ashes and slags from the tested incinerators contained Fe (3–250 g kg^{-1}), Zn (3–90 g kg^{-1}), Mn (0.5–50 g kg^{-1}), Cu (0.5–9 g kg^{-1}), Cr (0.09–2 g kg^{-1}), Cd (0.02–0.7 g kg^{-1}) and Ni (0.01–0.5 g kg^{-1}), which makes them interesting materials for bioleaching. The potential of metal recovery from the high-temperature treated wastes using pure and mixed cultures of acidophilic bacteria (*Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* and *Leptospirillum ferrooxidans*) was evaluated, and the influence of various factors, such as heavy metal content, media composition, sulfur-addition and cellular adaptation was investigated. First results obtained showed promising bioleaching efficiency using an adapted culture of *A. ferrooxidans* (up to 100 % for Zn, Cu, Cd, and about 90 % and 60 % for Mn and Ni, respectively).

This work was partly supported by the EU INTERREG V-A program under grant agreement no. ATCZ183, project IRAS (Innovative Recycling technology for Ashes and Slags).

Membrane bioreactor for the cleaning of surface water of a solid waste treatment site

B. Mayr & T. Garstenauer
EnviCare® Engineering GmbH, Graz, Austria

At solid waste treatment facilities, waste is partially stored outdoors on sealed surfaces. Depending on the leaching behavior of the waste pile, rainwater might be considerably polluted with organic and inorganic compounds. Anthropogenic polluted surface water has to be cleaned according to the state of the art before being discharged into the receiving water body.
The so-called first flush, the rainwater from the first 15 minutes during heavy rain events, has to be collected, stored and cleaned properly. The water quality after the first flush already allows for direct discharge.
High fluctuating quantities and qualities of this surface water with differing temperature causes high demands on the treatment technology. In biological treatment plants, the retention of activated sludge has to be guaranteed for sudden heavy rain events as well as for longer dry periods. Membrane bioreactors (MBR) meet both criteria.
In MBR biological wastewater treatment is combined with membrane technology. Organic compounds, nitrogen and phosphorus are removed in aerobic processes. Ultrafiltration membranes prevent biomass and inert particles from wash-out. In this case hollow fiber membranes with a separation limit of 50 nm are used.

Initially, a MBR pilot plant was installed at the waste treatment facility and operated for four months in order to evaluate the suitability of this technology. The large-scale plant was designed, constructed and put into operation based on the results from the pilot phase.
At the waste treatment facility, the surface water is collected separately from several areas in retention basins. The collected surface water is then treated in the MBR plant. The pilot phase proofed that the MBR technology is suitable to clean the polluted surface water, so the clean filtrate can be discharged directly into the receiving water body. The limit value for the chemical oxygen demand (COD) was met during the pilot phase and right from the start of the operation of the large-scale plant.

The experiences gained by application of MBR as treatment for surface water at a waste treatment facility, show that the technology is reliable and robust and can be adapted easily to different requirements. The main advantages include cost-effective construction works due to reduced space requirements and an unnecessary final sedimentation basin. Additionally, the freely selectable sludge age allows for high degradation rates, since the sludge is completely restrained.

The germ-free and optically clear filtrate can perfectly be used as process water and for several cleaning purposes at the waste handling site.

The potential of insects in waste management – an introduction to possible applications

L. Himler & M. Lehner
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Environmental Protection, Leoben, Austria

C. Ertl & A. Friedacher
Christof Industries Austria GmbH, Christof Clean City Team, Graz, Austria

The potential of insects in waste management – an introduction to possible applications
From an overall perspective, our efforts for sustainability and the conservation of resources compete with the general eagerness for economic growth and a constantly increasing number of people on our planet. In order to remain competitive for achieving a circular economy we need to consider even more alternative pathways to close the loop for material and waste streams down to a nutritional level.
The use of insects has already become more than just a promising approach to utilize their capabilities for nutrient recycling and the generation of value-adding side products. Insect farming has reached its industrialization stage and can be found on several continents. The waste management and processing in this field is described as waste conversion or bioconversion of organic material. Thereby the organic waste is converted into insect biomass.
Possible input streams for insect waste conversion are pre- and post-consumer food wastes, byproducts from food and feed industry, remaining agricultural side streams as well as sludge, manure, human faeces and others.
Main insect species used in the field of waste conversion are flies (Hermetia illucens, Musca domestica), beetles (Tenebrio molitor), moths (Cydia pomonella) or crickets (Teleogryllus testaceus). The described flies, beetles and moths share a larvae-stage within their life cycle in which the bioconversion process is achieved.
A general waste converting insect process consists of three main parts. In the first step, the waste material or feedstock is manipulated in a feed preparation process. The criteria are varying from physical and material properties such as viscosity or particle size to chemical and nutritional composition, depending on the type of waste material, insect species as well as the intended main and side products. The preparation is followed by a rearing step under specific climate conditions where insects feed on the prepared diet and convert it into insect biomass. In a final separation and processing step, the matured insects and the remaining feedstock are transferred into their final product form. As a result, the obtained product can either be the clean whole insect, the outcome of its further processing (protein, fat, and others), the remaining organic fraction (frass, fertilizer, biochar, etc.) a combination of both or even side streams from upstream waste preparation (oil, water, inorganics).
The possible application of the product and the allowed type of waste material input is depending on the strongly varying legal regulations among continents and states.
As a conclusion, insects offer a variability of applications in the field of waste management and can be the key to a sustainable nutrient recycling. This paper should introduce into the broad field of this upturning industry.

Hydrothermal liquefaction of biogenic residues

T. Braunsperger & M. Ellersdorfer
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Engineering and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

In the project “Bio-HTL”, the Chair of Process Engineering and Industrial Environmental Protection (Montanuniversität Leoben, Austria) investigates the hydrothermal liquefaction of biogenic residues. In hydrothermal liquefaction, biomass can be converted into a biological crude oil, the so-called biocrude, at 300 - 350 °C and 120 - 170 bar. Water serves as the reaction medium, reactant and catalyst in this process. During the hydrothermal liquefaction four products are formed: biocrude, a polar aqueous phase, a solid residue and a gas phase. One advantage of this technology is the use of wet biomass, which saves expensive, energy-intensive drying processes. The hydrothermal liquefaction is being investigated at the Montanuniversität Leoben by using a laboratory scale autoclave. A total of ten different biogenic residues were characterised and liquefied. The biogenic residue samples were dried at 105 °C, crushed and then stored frozen. Each feedstock was analysed for dry matter - and lipid content as well as lower heating value and elemental composition. The process parameters were 350 °C at 160 - 170 bar with a holding time of 15 min. After the reaction, the autoclave was cooled to room temperature and the gas phase was analyzed by GC. Samples were collected and cleaned with distilled water and dichloromethane. The solid residue was separated by filtration and then the filtrate was transferred to a separating funnel. The separation of the polar aqueous phase and the apolar oil phase was done by the difference in density. The oil-containing phase was then distilled and the biocrude was recovered. The yields of the individual products were calculated via a mass balance. The obtained biocrude was examined for its lower calorific value, elemental composition and chlorine content. During the hydrothermal liquefaction of the biogenic residues biocrude yields between 9.4 m.% (green waste) and 70.4 m.% (grease separator) were achieved. The amount of derived biocrude strongly correlates with the lipid content of the input material. Furthermore, strong fluctuations were found, which are due to the heterogeneity of the biogenic residues. In comparison with the feedstock, the carbon content of each biocrude was increased and the oxygen content was significantly reduced. This also resulted in a significant increase of the lower heating value to 35 - 36 MJ/kg for the biocrude compared to the feedstock. Biogenic residues with an increased lignocellulose content (green waste) and an increased content of inorganic substances (sewage sludge) showed an increased formation of solid residue of up to 50.3 m.%.

Quality-focused recycling assessment by application of statistical entropy

C. Roithner & H. Rechberger
TU Vienna, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

With the implementation of the Circular Economy Package, the European Union introduced new strategies to significantly increase the European recycling performance. This includes shifting the focus from quantitative to qualitative recycling aspects. However, the new amendments concerning the calculation of the European recycling rate neglect to include qualitative recycling aspects. This circumstance could cause additional quality losses in recycling materials because recyclers might tend to focus on higher recycling quantities to achieve the increased recycling targets on time, therefore neglecting quality aspects. Hence, a new recycling assessment approach based on statistical entropy (SE) is developed that combines quantitative and qualitative recycling aspects within one metric. SE addresses both performance parameters of a recycling process, namely the separation efficiency and purity of the recycled material. The maximum recycling performance is achieved if the recycling output consists of pure target material and no target material remains in the leftovers. The final result of the SE calculation is defined as “Recycling Effectiveness” (RE). The results of the RE metric provides better insight into recycling performances and thereby yield relevant information on the quality of recycling outputs. A case study on plastic packaging recycling demonstrates that the new recycling indicator gives further insights relative to the current purely quantitative recycling assessment, hence allowing a better appraisal of recycling activities.

Trash free transbaikal national park

O.V. Ulanova & A.V. Tulochonova
INRTU, Environmental Center „Baikal Waste Management“, Irkutsk, Russia

E.W. Komarova
ALBA-Group, Interseroh Austria GmbH, Vienna, Austria

The Baikal region is located in the central part of Russia and borders Mongolia and China. The region includes Lake Baikal, which has 23,000 km^3 fresh drinking quality water. In 1996 it was included in the UNESCO World Heritage List.
Tourism on Lake Baikal is the most important regional economic factor. At the same time, Lake Baikal is the most suitable area for modelling sustainable development in connection with ecotourism. The development of ecotourism implies the implementation of separate waste collection in the nature reserves.
The Zabaikalsky National Park is located in the Republic of Buryatia, covers an area of 267.2 thousand hectares and includes areas such as the Ushkany Islands, the "Svyatoy Nos" peninsula, the Chivyrkuisky Isthmus and the Barguzinsky Range.
In 2019-2020 the pilot project “Trash Free National Parks” was carried out in the Zabaikalsky National Park (Republic of Buryatia) as an initiative by the Lake Baikal Foundation for Environmental Applications and Research (Moscow).
The project is based on the principle «Carry In – Carry Out». The project developed the concept of sustainable solid waste management (SMW) Management for Zabaikalsky National Park.
Concept is an outline of the development prospects of the waste management industry in the protected area focused on the promotion of separate waste collection, reduction of the anthropogenic environmental impact of waste, and improvement of environmental awareness of visitors and workers of the National Park.
The aim of this Concept is to provide proposals and recommendations concerning the design and implementation of the sustainable waste management system in Zabaikalsky National Park for a certain period to be further improved to minimize the environmental impact of waste and maximize its involvement in a circular economy.
The main objectives of the Concept are as follows:

- to study the morphological composition of SMW considering the characteristics of the tourism sector in the recreation area of Zabaikalsky National Park,
- to formulate development scenarios for the SMW management system to involve waste in a circular economy as efficiently as possible,
- to provide recommendations concerning collection sites for waste (secondary raw material) to be arranged in Zabaikalsky National Park,
- to formulate the rules of SMW flow management for visitors and tourists in Zabaikalsky National Park and
- to provide recommendations and step-by-step action programs for the management of Zabaikalsky National Park.

The Concept is supposed to help the management of Zabaikalsky National Park implement the advanced and sustainable solid municipal waste management system focused on continuous improvement.

Collective research projects: Reviewing gaps in the recycling of multilayer flexible food packaging

A. Bauer & V. Krauter
University of Applied Sciences, Section of Packaging and Resource Management, Vienna, Austria

Challenges arising with the **"European Circular Economy Package"** (2015) and subsequent publications **"Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy"** (2015), **"European Strategy for Plastics in a Circular Economy"** (2018) and the recently published **"New Circular Economy Action Plan"** (2020), put packaging and food producers under pressure to innovate plastic packaging.

Redesign respecting sustainability and recyclability (circular design) are policy and industry targets: Retailers and brand owners are already committed to exclusive utilization of recyclable plastic packaging. In addition, recycling quotes of plastic packaging need substantial increase when ecological criteria become a future consultation base for tariffs of licensing. Furthermore, collection of plastic packaging needs specific improvements to open up options for the production of following high quality secondary material.

Those challenges are complex, especially referring to flexible plastic packaging. For multilayer packaging in food applications, no suitable hence sustainable and recyclable packaging solutions are yet available. Common combinations of material from polymer to paper, as well as aluminium, induce difficulties associated to those targets. Technical gaps on multiple stakeholder levels are presently affecting the implementation of recyclability in this packaging system. The need for holistic improvements is urgent (design, collection, sorting, recycling).

In reviewing present obstacles in scientific literature and industrial practice, a data basis for targeted actions along the food and packaging supply chain was generated. Addressing one main cause obstructing circularity for multilayer flexible packaging – **the lack of coordination along the supply chain** - collective research projects were launched at the University of Applied Sciences, to evaluate, implement and validate approaches to recyclable and sustainable flexible multilayer food packaging solutions.

In connecting scientific theory and stakeholders' practical enforcement, the challenges in closing the loop are approached jointly, through the development of new plastic packaging solutions, innovating existing multilayer flexibles.

One promising approach to enhance recyclability and sustainability are coated packaging solutions. Mono material of polyolefin nature, offers recyclability in existing infrastructure, but shows deficient barrier properties. Coatings solve questions of sought gas barrier properties for polyolefins, but raise concern relative to production and converting processes in food packaging, as damages of coatings occur. To implement available innovative approaches and push them from research to technical readiness, coordinated actions of collective research projects, build the framework to design sustainable as well as recyclable flexible multilayer packaging.

A comprehensive metal investigation of smartphones for future recycling potentials

B. Bookhagen, D. Bastian & P. Buchholz
German Mineral Resources Agency (DERA) at the German Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR), Berlin, Germany

C. Koeberl
University of Vienna, Department of Lithospheric Research, Vienna, Austria

J. Irrgeher, C. Opper & T. Prohaska
Montanuniversitaet Leoben, Department General, Analytical and Physical Chemistry, Leoben, Austria

M. Faulstich
Clausthal University of Technology, Chair of Environmental and Energy Engineering, Goslar, Germany

Smartphones contain many important metals. Yet, public data about the exact content are limited. In this study, the abundances of 53 metals and semi-metals in smartphones were determined. The ten most abundant metals measured are Fe, Si, Mg, Al, Cu, Ni, Cr, Zn, Sn, and Sr; these comprise already 93 % of the total weight of the investigated 53 metals. Even with the minor constituents per single device (contents of 29 of the investigated metals were less than 0.001 g per device), the large sale numbers of smartphones contribute to our global metal usage. In total, 7.42 billion smartphone devices were sold from 2012 to 2017, accumulation to a total current metal value of over 10 billion US $. The impact on metal markets is highest for comparably small markets such as Ga and Ta, although these two metals constitute less than 1 weight-% of the total device and less than 1 % of the aggregated metal value. The 7.4 billion devices could maintain the global metal supply for 91 days of Ga, 73 days of Ta, 23 days of Pd, 14 days of Au, and 6 days of REE. The pure metal value of a single smartphone device currently adds up to 1.13 US $ (price status Nov. 2019, pre-Corona). The metal value for a single device averaged at 1.05 US $ from 2012 to 2017, reaching the highest value of 1.32 US $ in 2012, depicting the volatility of prices. Au content in smartphones is low, with an average mass of 0.017 g per device, yet it constitutes the highest value, with currently a share of 72 % of total metal value, followed by Pd (8 %) and Pt (1 %). With current standard recycling methods for Au, Pd, Pt, and Cu, 84 % of total metal value is recycled, although these four metals cover only 12 weight-% of the assessed metals. The printed circuit board (PCB) constitutes on average 14 weight-% of the smartphone, yet contains 90 % of the measured Au, 98 % of Cu, 99 % of Pd, 86 % of In and 93 % of Ta. In case of Au, Pd, and Cu, the metal fraction in total smartphone devices is significantly higher than in currently mined ores; in case of Au, Pd, Cu, Pt, Ta, In, and Ga, the separated PCB contains higher metal fractions than mined ores; e.g. for Au, the mass fraction in PCB is higher by a factor of 234 compared to the richest primary Au ores. Magnets from electronic parts contain 96 % of the totally assessed REE in weight and have much higher concentrations than mined ores. However, they are usually not located on the PCB. REE content in magnets is three times higher as in rich ores. For a smartphone to be manufactured (average total weight = 110 g), it theoretically requires 4.6 kg of ores (for higher-grade ores) and up to 138.7 kg (for lower grade ores) to obtain the 53 metals as assessed in this study.

Circular economy from an SDG perspective: A multi-stakeholder process for developing policy options

D. Schrack & E.G. Hansen
Johannes Kepler University Linz (JKU), Institute for Integrated Quality Design (IQD), Linz, Austria

The concept of Circular Economy (CE) is viewed to be a promising approach to help reduce global sustainability pressures. Besides political initiatives at the European level to advance CE, the United Nations (UN) '2030 Agenda for Sustainable Development', with its 17 Sustainable Development Goals (SDGs) at its heart, explicitly includes CE targets within SDG 12 ('Responsible Consumption and Production'). Literature also shows that CE practices can directly contribute to a broad range of connected SDGs, among them SDG 6, 7, 8, 9, 13 and 15.

In this regard, we conduct a longitudinal case study about a multi-stakeholder process for developing CE policies for the Austrian Federal Government from an SDG perspective (the UniNEtZ project). The UniNEtZ project is a unique policy development process in Austria which actually involves about 300 scientists from 16 universities and 3 research institutions over various disciplines. The aim is to provide the Austrian government by 2021 with a catalogue of integrable and consistent policy actions ("Option report") to reach the 17 SDGs.

Within this context, the main research question is *how multi-stakeholder processes can enable the development of CE policy options*. Thereby, our analysis draws on the theory of change (ToC) which refers to defining linear cause-and-effect chains from initiative implementation to societal impact. The qualitative data is obtained from various sources like literature reviews, semi-structured expert interviews, ethnographic informal interviews with stakeholders, and participatory observation of industry and scientific events or stakeholder workshops. Data collection will be done over 3 years, starting from January 2019 until the end of 2021.

The findings cover a) a process framework clarifying how different stakeholders from academia, industry, research funding agencies and government collaborate, b) how knowledge is created and transferred within this multi-stakeholder process, and c) what outputs, outcomes, and impacts can be realized at the national level in the context of developing CE policies using an SDG framework.

Recycling of additive manufactured cubes made of Ti64

R. Kratzsch, T. Mütze & U.A. Peuker
TU Bergakademie Freiberg, Institute of Mechanical Process Engineering and Mineral Processing, Freiberg, Deutschland

Additive manufacturing was established in the 1980s and the technology has been continuously developed since. Today, its application ranges from everyday life to industrial use, from prototype development to small series production. The portfolio of additive manufacturing includes, for example, extrusion-based processes (use of wire or filament) or powder bed-based processes. The latter are used in the manufacture of components made of metal powders. These powders must have specific properties such as a narrow particle size distribution and a spherical particle shape. These characteristics ensure a sufficiently good flowability of the powders, which is necessary for processing in 3D printers. The application of additive manufacturing with metal powders for mass production is currently uneconomical, as these powders are produced by gas atomization and cause correspondingly high material costs. One approach to reduce material costs is the mechanical recycling of waste streams. The aim is to generate a recyclate that can be reused in production. Here, the particle size distributions, particle shape distributions and the resulting flow properties are decisive, too.

In order to investigate the interaction between the flow properties and material parameters, additive manufactured cubes (length 10 mm) of Ti64 were crushed in a hammer mill HM340 (Co. Gebrüder Jehmlich). The stress intensity was varied by different circumferential speeds and varying residence times of the material in the grinding chamber. The analysis of the comminution products shows that the fraction smaller than 125 µm is approximately independent of the stress energy applied. A change in the particle size distribution can be observed for fractions > 600 µm, since here an enrichment of fully melted structures occurs.

The particle shape analysis shows that about 60 % of the particles of the fractions 90...125 µm have a spherical shape. This is due to the degree of sintering of the particles caused by the manufacturing process of the cubes, as areas of the powder bed are only partially melted or sintered. In summary, a first crushing stage generates already approx. 30 Ma.% recyclate which can be directly used in 3D printers.

KASKADE - Enzymatic degradation of weathered petroleum hydrocarbons

V. Braunschmid, M. Sumetzberger-Hasinger, K. Müllern, D. Ribitsch & A.P. Loibner
University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Institut of Environmental Biotechnology, Tulln, Austria

M. Lackner
University of Applied Sciences Technikum, Vienna, Austria

K. Putz
Ensowa – Innovation und Umweltconsulting GmbH, Schäffern, Austria

M. Plank
Spintec, Vorau, Austria

N. Rüttinger
BCA Vertriebsges.m.b.H., Leobersdorf, Austria

Considering the vast amount of contaminated soil material associated with large oil spills, *in situ* remediation is the preferred approach for reducing environmental impact and improving CO_2 balance by avoiding transport of tons of contaminated material. At these sites, pollutant biodegradation by endogenous microorganism takes place, eliminating the easily degradable fraction and leaving persistent contaminants. These remaining hydrocarbons represent the most difficult fraction to be removed by bioremediation.

In recent years, enzymes have gained considerable attention in contaminated site remediation, in particular oxidoreductases are promising candidates. Laccases for example have been shown to degrade oestrogenic hormones in sewage effluents, toxic dyes and polycyclic aromatic. Laccases are capable of oxidizing a broad range of substrates. Therefore, laccases are very well suited to be applied for bioremediation measures.

In the first tier of this study, persistent compounds present in weathered hydrocarbon spills were identified. Therefore, samples were taken at a contaminated site in Lower Austria (N77) and analyzed using GC-FID and GC-MS. Stages of increased hydrocarbon weathering were identified at the site depending on microbial growth conditions in different subsurface zones. The highest degree of degradation was found in the oil phase floating on the groundwater. Pollutant profiles consisted of a wide range of branched alkanes, PAHs and various methylated PAHs that have enriched at the site. Promising enzyme candidates for the degradation of these chemical congeners were identified based on a literature survey. Designated enzymes are analyzed for their activity to metabolize persistent hydrocarbon model compounds. In a second experimental approach, microorganisms isolated from the contaminated site are cultivated for the identification of specific catabolic enzymes. These enzymes will then be produced and tested regarding their potential to remediate sites polluted with weathered petroleum hydrocarbons.

Evaluation of the efficiency of obligations for distributors according to ElektroG

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

S. Löhle & U. Schmiedel
cyclos GmbH, Osnabrück, Germany

I. Oehme & K. Zaidi
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Germany

The Directive 2012/19/EU on waste electrical and electronic equipment (WEEE Richtlinie) stipulates obligations for distributors of electrical and electronic equipment (EEE). In Germany, these obigations were implemented in the „ElektroG“, that came into force on 24th of October 2015.
New obligations regarding the take-back of WEEE, the registration and the reporting were determined in the ElektroG. Since 24 July 2016 distributors with a sales, shipping or storage area of at least 400 m² for WEEE are obliged to take back WEEE free of charge according to § 17 par. 1 ElektroG. This also applies to distance sellers. In this context, take-back refers, on the one hand, to a 1:1 take-back of a similar WEEE when purchasing new equipment at the place of delivery. The key is that the WEEE must be of the same type and provides the same essential functions as the newly purchased EEE. On the other hand, the mandatory take-back refers to a 0:1 take back of small EEE, that do not exceed an outer dimension of 25 cm, in a retail store or in the immediate surrounding. Furthermore, the German government is obliged to evaluate the distributor obligations as per § 17 ElektroG.
The evalutaion of the newly introduced distributor obligations in regards to their implementation was carried out within the scope of the study „Evaluation of the efficiency of obligations for distributors according to ElektroG“. The study was commissioned by the German Environment Agency (UBA).
Under the scope of the study, an analysis of the take-back quantities of the distributors was carried out. The analysis shows, that distributors reported 101,148 tons of collected WEEE in 2017. Large household appliances account for the largest share of the WEEE collected (82,6 %).
In the course of the study, the implementation of the distributor obligations was analysed via online research and subsequently via on-site inspections of retail stores. The evaluation shows, that many companies had implemented the take-back of WEEE into their business processes even before the amendment of the ElektroG. Regarding the fulfilling of the obligations as defined in the ElektroG, more stakeholders offered a 0:1 take back than would legally be obliged to do so. This applied to regional retail trade, as well as to nation-wide operating companies.
However, during the evaluation, deficits regarding the information provided to customers as well as the registration of take-back sites and reporting obligations became evident.
Based on the study’s findings, recommendations on how to possibly adapt distributor obligations in future adaptations of the law are given. Recommendations relate, for example, to adaptations of the reporting system and to improvements in regards to the information provided to consumers.

Packaging recycling in EU member states – requirements from the circular economy package

S. Pichler
denkstatt GmbH, Consultant Resource Management, Vienna, Austria

With the adoption of the circular economy package and corresponding legislative implementations, the European Union has set, among other aspects, important impulses to increase the level of packaging waste recycling in EU member states. With the amendment of directive 94/62/EC on packaging and packaging waste new legally binding recycling targets have been formulated for the years 2025 and 2030. In addition, the EU has put a particular focus on plastics, which is reasoned, also because of difficulties that occur in the collection, sorting and recycling processes of the materials.

The implementing decision 2019/665 (European Commission, 2019), which amends the methodology for packaging recycling rate calculations in the packaging and packaging waste directive has shown that the gap for many EU member states to reach the proposed recycling targets from the EU is larger than anticipated. This is especially the case for plastic packaging. The new calculation methodology will put stricter rules on how the recycling rate calculation is compiled by excluding materials and substances that can not be recycled in the final recycling process. Those materials and substances are in many cases impurities, liquids and non-packaging material. An assessment conducted by denkstatt has shown that the largest gap (far above 10 %) occurs for plastic packaging and plastic-specific fractions (e.g. PET bottles) due to the stricter calculation rules, a changing calculation point and the relatively high share of impurities in plastic packaging waste (far beyond 10 %). Smaller decreases can be expected for glass or steel packaging (> 2 %, depending on quality of the collected/sorted material).

The occurring gaps will create the need for action for numerous member states and the EU as a whole. Main levers to close the gap are design for recycling to increase sorting and recycling yields, a harmonised model for separate collection to increase material purity and the expansion of sorting and recycling infrastructure in the member states.

An ecological comparison of the recycling and landfilling of excavated soils

M. Rumetshofer
Poschacher Kompost, Vienna, Austria

F. Poschacher
Poschacher Kompost, Kraubath an der Mur, Austria

The latest three Austrian National Waste Management Plans and the current status reports show that excavated soil is not only the biggest stream of generated waste but also that its recycling quote has steadily declined. Roughly 54 % of the total generated waste in Austria are excavated materials. At least one third of them are soils of the quality classes A1 (recovery as agricultural recultivation layer), A2 (recovery as underground backfill) or A2G (recovery in groundwater fluctuation zone). It was shown that in Austria around 60 % of these soils, that would be well suited for recycling to compost soils, are disposed to landfills. That results not only in a loss of functions of the soil, but also a loss of nutrient matter, which alternatively must be artificially and energy-intensively produced for conventional farming. Although the drawing up of a balancing sheet showed that the process of excavated soil disposal is less energy intensive than the process of recycling as compost soil, the consequential ecological effects regarding the conservation of resources, the protection of soil functions and overall soil health point to advantages of recycling over disposal. The recycling of excavated soils to compost soils leads to an enrichment of humus and nutrients available to plants, optimised conditions for vegetation and a storage of CO_2 as well as a recirculation of waste to natural cycles. By using the calculation methods of humus certificates it could be shown that compost soil stores 100-300 kg of CO_2 per ton of dry matter.

Extraction of organics from municipal solid waste (MSW) by means of a hydrocyclone

A. do Carmo Precci Lopes, C. Ebner, S. Robra & A. Bockreis
University of Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

In Austria, black waste bins are conceived for the collection of non-recyclable and non-hazardous municipal solid waste (MSW); however, the material still contains about 32 % of biodegradables, such as garden wastes, paper, cardboard, food and kitchen wastes, and similar. It also contains minerals, glass shards, stones, wax, and contaminants from cigarette butts, medicines, batteries, and electric and electronic wastes. The challenge in separating the biodegradable material from the MSW impairs its use as co-substrate in wastewater treatment plants (WWTPs) for biogas production. The main objective of this study was to develop a pilot scale pretreatment process for the extraction of biodegradable material from MSW. The process consisted of a sieving unit of 12 mm mesh size, a mixing unit, and a hydrocyclone. While the sieving separated large and light particles, such as plastics and wood, the hydrocyclone removed heavy particles, such as glass shards, metals and minerals. The resulted material consisted of a biodegradable-rich substrate, which is intended for co-digestion in WWTPs. The produced co-substrate presented a volatile solids (VS) content of approximately 68 %, expressed in total solids, and a biomethane potential of 262 m^3_N/t VS. The minerals consisted mainly of particles < 0.5 mm, which might improve the dewatering properties of the digested sludge after the anaerobic digestion.

Mobile wastewater treatment plant in the remediation of contaminated site

P. Mueller, R. Mischitz, B. Binder & F. Hametner
ferroDECONT GmbH, Leoben, Austria

In the past safety measures for handling toxic metal compounds in waste effluents was not always given, thus leading to environmental problems we face today e.g. at contaminated sites. The structure and main components of a mobile container system for treating ground water at abandoned sites are described in this paper. Soluble heavy metal concentrations lower than 1 mg/L with high flow rates up to 40 m^3 per hour can be treated with this system. The method does not increase salinity during treatment and therefore it favours water reuse or direct discharge after particle separation.

Especially regarding initial investments the mobile container system is a cost saving method compared to fixed on site installations. The mobile plant can be selectively configured and deployed and can be easily moved elsewhere. Pumping costs account for the vast majority of operating expenses. A high automation level and the durability of the system lowers material and service costs. Sludge separation and potential recovery of recyclable materials contributes to cost savings. Furthermore remote access and monitoring facilitate service and reduce staff hours.

Opportunities and challenges for an optimized utilization of grease trap contents in a Tyrolean tourism region

T. Lichtmannegger, C. Kinzel, J. Knapp, C. Ebner & A. Bockreis
Universität Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

Fats and oils that are released into the wastewater cause problems in sewer networks and wastewater treatment plants worldwide. The most common problems are blockages of domestic drains due to fat deposits, corrosion in the sewerage system and the formation of toxic gases.

To prevent this, grease traps are required in facilities where large quantities of fats and oils are processed (hospitality, food businesses, canteens etc.). The correct design, good maintenance, frequent emptying, as well as a good mode of operation are essential for the grease traps. Seasonal operation in tourism poses a challenge in terms of waste disposal logistics and the energy recovery of the grease trap contents. In this work sampling of 19 grease traps from hotels and restaurants in a touristic model region was carried out. The composition of the fat layer and its energetic potential were investigated.

Waste fats and oils are very well suited for energy recovery because of the very high energy content (37 kJ/g). Possible utilization paths are anaerobic digestion, the conversion to biodiesel, or the usage as substrate for biopolymers. The extractable fat content in the sampled grease traps fluctuated strongly. On average only 40 % of the layer was fat. The contaminant fraction (food waste, plastic) with an average proportion of 37 % and the water 23 % together made up 60 % of the fat layer. In Austria, a common way of utilizing the grease trap contents is co-fermentation in the anaerobic digester of wastewater treatment plants (WWTP). Due to the generous design of the digesters, many WWTPs have free digester capacities. The mean biomethane yield for the examined samples was 927 NL/kg oDS. Compared to other substrates fed to the anerobic digester the grease trap waste has a very high energy potential. Processed food residues which are often used as co-substrates, are in the range of 523 NL/kg oDS and excess sludge of the biological treatment at around 200 NL/kg oDS. Using grease trap waste is therefore attractive from an economic and an energetic point of view.

Life cycle assessment of tube and lamp treatment

T. Pitschke, H. Nordsieck & M. Seitz
bifa environmental institute, Augsburg, Germany

Within the scope of a study undertaken for Lightcycle Retourlogistik und Service GmbH, a mercury inventory along with a greenhouse gas analysis were produced for the end-of-life (eol) lamp treatment and downstream recovery paths.

Based on life-cycle assessment, effects of different limits for mercury contents on the disposal paths as wells as related environmental impacts were evaluated.

Due to close cooperation with operators of tube and lamp treatment plants, very good primary data was available to describe the output fractions from the treatment, which were linked with secondary data as part of the life-cycle assessment to describe the disposal chain.

The main objective of eol lamp treatment is to remove mercury from the material cycle. The existing eol tube and lamp recycling achieves very high mercury separation rates. More than 95 % of the mercury contained in the eol lamps is removed from the material cycle in fractions for disposal (e.g. phosphor powder, adsorbents). Approximately 90 % of the lamp materials can therefore be recycled after treatment. In particular, due to the recycling, the treatment of almost 8,000 t eol lamps in Germany means a Global Warming Potential (GWP) reduction of approx. 7,000 t CO_2 equivalents.

Additional thermal treatment is not an option for all output fractions being recycled currently. Setting very low limits for the residual mercury concentration in recyclable output fractions would divert those fractions from recycling.

Regarding mercury emissions, the setting of very tight limits could lead to a reduction of a few kilograms per year of mercury emitted compared to limits at the level of EN 50625-2-1, which reflects current state-of-the-art technology. This reduction is expected to decrease within the next years due to falling quantities of lamps to be treated and the reduced quantity of mercury in the eol lamp mixture.

Characterisation of particles from mixed commercial waste by particle descriptors for sensor-based measurement of the particle size

L. Kandlbauer & R. Sarc
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

K. Khodier
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

The real-time control of the particle size distribution of coarsely shredded solid mixed waste offers great potential for optimizing the output streams of mechanical waste treatment plants. In addition to suitable actuators – which for example allow to change the width of the cutting gap of a shredding unit – technology for real-time measurement of the particle size distribution is also required. The aim of the investigation was to show possibilities for classifying individual particles based on particle descriptors, which were calculated from a two-dimensional image and build a regression model to predict the particle size class. Therefore, 2D images of individual waste particles from shredded mixed commercial waste from the material fractions wood and plastic were examined, which were characterized by screening in a drum screen with the screen cuts (in mm) 80, 60 and 40. The individual objects were photographed using an RGB camera, with the resulting photos being used as a basis for calculating intensive (e.g. roundness, Elliptical Fourier Descriptors) and extensive descriptors (e.g. area, diameter, circumference). Univariate and multivariate regression models were used to interpret the similarities or differences between the individual descriptors. Ultimately, a model was chosen which, through the use of the multivariate regression method Partial Least Squares regression, was able to achieve a correct allocation of over 70 % of the particles in the majority of the examined particle size classes. Thus, the potential of the method was demonstrated, even though further research is required to achieve a level of accuracy, which will be suitable for process monitoring and control. Additionally, the information on the particle weights must be combined with the regression model in order to assess the effects of the assignment in a particle size distribution.

Sustainable packaging – nature as a role model for material-efficient design

N. Wild & M. Feuchter
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Materials Science and Testing of Polymers, Leoben, Austria

I.C. Gebeshuber, C. Adami & M. Vasiljevic
Vienna University of Technology, Institute of Applied Physics, Vienna, Austria

M. Macqueen
AN-COR-TEK Ltd., Vienna, Austria

H. Pamminger & J. Dobretsberger
Pamminger Verpackungstechnik Ges.m.b.H., Linz, Austria

P. Schindler & A. Póczi
Fraunhofer Austria Research GmbH, Division Production and Logistics Management, Vienna, Austria

A. Brandstätter
Lenzing Plastics GmbH & Co KG., Lenzing, Austria

In Austria, around 1,34 million tonnes of packaging waste were collected in 2018, 22 % of which correspond to plastic packaging waste including stretch wraps for pallet packaging (BMK 2020). Especially, the amount of plastic, which is used for stretch wrapping of pallets in production and retail logistics, is a disposable packaging. Additionally, conventional plastics are largely based on fossil raw materials (crude oil, natural gas, coal). Thus, in terms of sustainability, a substitution of these fossil-based plastics by bio-based plastics as well as a sustainable design is essential and targeted by national and international policies. Hence, this topic offers a lot of potential for waste reduction and eco-friendly design.

Within the research project EFFIE (efficient, bio-based and recyclable stretch wrap) a sustainable design for stretch wraps shall be developed together with the Fraunhofer Austria Research GmbH, the institute of Applied Physics (Vienna University of Technology), the Pamminger Verpackungstechnik Ges.m.b.H., the Lenzing Plastics GmbH & Co KG and the AN-COR-TEK Ltd. The objective of EFFIE is to reduce the use of stretch wraps based on fossil raw materials for packaging and securing of load carriers by 30 % until 2025 compared to 2016. This shall be achieved through a combination of a suitable bio-based material and a biomimetic structure.

Acknowledgment: This research is funded by the Austrian Research Promotion Agency (FFG) in the project EFFIE, gran no. 871446 in the program “Produktion der Zukunft” co-founded by BMK.

Life cycle assessment of waste wood used for energy production – Methodology and case studies

M. Hingsamer, J. Pucker-Singer & G. Jungmeier
JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, LIFE – Institute for Climate, Energy & Society, Graz, Austria

J. Van Bael & J. Al Koussa
VITO, Genk, Belgium

W. Van der Stricht & S. Van de Casteele
Arcelor Mittal CTO – Technology Strategy, Gent, Belgium

F. Norman
Chalmers University of Technology, Gothenborg, Sweden

To assess the sustainability along the whole value chain, life cycle-based methodologies have been developed over the last years. Life Cycle Assessment (LCA) considers environmental impacts along supply chains, from extraction of raw materials to end-of-life of products. LCA is a key tool for industry, policy makers, technology and energy providers to assess the environmental performance of new technologies. The aim of this paper is to describe the use of LCA to assess the environmental impacts of the use of waste wood for energy production. Important methodological aspects and results on the environmental impacts are presented using two different case studies from the H2020 projects STORY and TORERO. H2020 project STORY (Added value of STOrage in distribution sYstems) demonstrates the use of waste wood in a wood fired boiler, which is connected to an organic-rankine-cycle (ORC). This system provides electricity and heat for a district heating network, including hot water storage tanks, to increase the thermal system flexibility. The other case study gives information on the environmental impacts on the use of waste wood integrated in a steel plant. H2020 project TORERO (TORefying wood with Ethanol as a Renewable Output: large-scale demonstration) demonstrates a concept for producing bioethanol from waste wood, fully integrated in a large-scale steel mill.

Based on the needs of the waste wood sector the LCA methodology is adapted to the specific challenges and framework conditions. The key environmental impacts for the assessment (e.g. GHG emissions, GHG emission reduction potential, primary energy demand) are quantified and compared with LCA of conventional reference products. Furthermore, alternative uses of waste wood and the actual situation are included in the assessment.

The presented results include an approach on how to assess the use of waste wood for energy production using LCA. Additionally results on GHG emissions for one case study are presented. These results show that for evaluating new technologies it is relevant to include the whole value chain of the use of waste wood. Furthermore, it is important to include the current use of waste wood (before a new technology was implemented) to get a complete picture on the environmental impacts of waste wood use.

Parameters influencing the quality of bulky waste collection in Burgenland

M. Meirhofer
Forschung Burgenland, Pinkafeld, Austria

T. Schlögl
Burgenländischer Müllverband, Oberpullendorf, Austria

R. Kranner & C. Wartha
University of Applied Sciences Burgenland, Department of Energy and Environmental Management, Pinkafeld, Austria

Due to continuously rising amounts of waste and a scarcity of resources the necessity for an efficient waste management system rises. A multitude of municipalities in Burgenland (Austria) struggle with increasing quantities of bulky waste and therefore rising costs. The focus of the present paper is on the results of the analysis of volume and composition of bulky waste in Burgenland.

The composition of bulky wastes in Burgenland was analysed via random sampling in the years 2016 and 2018. Based on the results of the examinations a comprehensive characterisation of the waste stream was done. The bulky waste samples were classified in five main categories (bulky waste, construction waste, recyclable materials, other wastes and sorting residue) which were further divided into sub-categories. Based on this current analysis and the data basis from 2016 the following questions should be answered:

- Composition of the wastes collected in the bulky waste containers,
- proportion of secondary materials,
- proportion of household waste and
- proportion of other waste fractions that cannot be assigned to bulky waste.

Based on the results of the examinations the range of the reduction potential for the amounts of bulky waste (mass and volume) was identified. It turned out that a reduction of around 50 % (mass and volume) could be achieved in the bulky waste containers by correct separation. As the municipalities demand fees for the disposal of bulky waste in different ways this information was taken into consideration in the assessment of influencing factors for the quality and composition of bulky waste. It was shown that the way citizens pay for bulky waste disposal (lump sum or on-site) has a significant impact on the bulky waste quality.

Development of a hydrometallurgical recycling concept for lithium-ion batteries

E. Gerold, S. Luidold, M. Honner & H. Antrekowitsch
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria

A. Arnberger
Saubermacher Dienstleistungs AG, research and devolopment, Graz, Austria

An improvement in the availability of raw materials can be realized through process and technology development for processing complex residues with a fluctuating composition in the field of metallurgy, as well as the development of processes for simultaneous multi-metal recovery from primary and secondary sources. Above all, metal-containing residues that have not yet been usable are considered to be of central importance, since these have been disposed of so far and removed from the raw material cycle. In the area of the recycling of lithium-ion batteries, the primary focus is on the valuable metals cobalt and nickel, while other elements such as lithium or manganese actually play a subordinate role. The process development for the recycling of metal-containing residues is always a challenge for research. Due to the complexity of the individual process steps, there is often a high consumption of energy and chemicals. For this reason, the optimization of process concepts is a central point in the recycling of lithium-ion batteries. The SeLiReco process is characterized above all by the recovery of a high-quality raw material based on cobalt-nickel and the selective precipitation of the contained lithium. The last one is repeatedly discussed in research, but has so far been unable to find any industrial application. This process combination enables this due to the precise research and optimization of this process step. The selective recovery of valuable metals from lithium-ion batteries is currently a key component in a great deal of research. However, pyrometallurgical processes in the field of aluminum and lithium recycling show their limits. Hydrometallurgical processes are becoming more and more important because the high selectivity of the individual process steps means that a large proportion of the metals contained can be recovered. The SeLiReco process is a combination of leaching and precipitation processes, whereby the focus is not only on the recovery of cobalt and nickel, but also on the recycling of lithium. The individual process steps and their optimization showed that the influences of other metals and precipitant residues from previous stages must not be neglected. This results in the complexity of the process, whereby a reduction in the number of stages could be achieved by combining the precipitation steps for several metals. The developed process stands out above all from other processes due to the high recovery efficiency for lithium of over 90 % and thus shows that research on recycling processes for this growing residual material must be continued in order to further optimize the individual steps and minimize the use of chemicals and to achieve an increase in recovery rates.

Bio-degradable plastics under non-optimized environmental conditions

S. Lenz, J. Mayerhofer & G. Obersteiner
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Problems of emerging plastic waste amounts in the environment are well known and have become one of the most significant environmental problems. To solve this problem a lot of measures, such as the ban on single-use plastics, higher plastics recycling rates or bioplastics, have been set in Europe recently. Since plastic carrier bags have been banned in Austria in January 2020, only biodegradable very thin carrier bags (fruit or knot bags) made from renewable raw materials, multi-way bags made of plastic fabric as well as garbage bags, dog waste bags or freezer bags are exempted from this prohibition. The main area of application of degradable plastics is bags, packaging films and other single-use plastics, whereby in Austria EN 13432 certified bio-waste bags and fruit and vegetable bags certified for home composting are of particular importance.

The biodegradation of organic substances depends very much on the prevailing boundary conditions. Plastics that are certified for degradation during industrial or home composting do not automatically biodegrade or decompose equally well or quickly in other environments. Home compostable and EN13432 certified plastics were therefore exposed and examined in a garden pond for 4.5 and 10 months, respectively. In autumn 2019, one so-called “Kreislaufsackerl” (OK compost HOME) one starch-based and one PLA bio-waste pre-collection aid (both EN 13432 certified) were placed into the pond. In mid-March 2020, the test approach was supplemented by 3-knot bags from Rewe Group (Öko-Sackerl, OK compost HOME). The bags were removed at the end of June 2020 and examined visually and with the help of FTIR spectroscopy.

By evaluating FTIR spectra, slightly chemical changes in the home-compostable material were detected after 4.5 months in the water. Visually, no differences of the material could be determined. The “Kreislaufsackerl” (OK Compost HOME) was clearly covered with a biofilm after 10 months in the water. After cleaning the plastic, minimal changes in the chemical structure could be detected by means of FTIR spectroscopy. However, no change in the material was visually discernible in this case either. The slightest changes were observed in the EN 13432 certified variant. No decay was observed in any of the samples during the test period.

Compostable plastics are preferable to conventional plastics since they biodegrade at least under optimal conditions in the foreseeable future. But if biodegradable plastic products should help to keep our environment and oceans clean in the future, we need compostable plastics that are guaranteed to biodegrade under different environmental and aquatic conditions within foreseeable periods. In addition, reliable labelling and clear specifications for certification are required. Currently, at European or international level, only harmonized approaches for industrial composting exist. We, therefore, conclude that compostable plastics are not the best solution to solve the problem of plastic pollution.

Residual municipal waste composition analysis – New methods for Czech waste management

J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas
Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, Brno, Czech Republic

Relevant and comparable information about municipal waste composition is essential for waste management modelling and planning at all territorial administration levels. Relevant information of the municipal waste composition and quality forecasts of the future composition are crucial for the development of relevant models and plans in the field of waste management, e.g. techno-economic models of MW treatment units (sorting line, transfer station, energy recovery or waste collection system modelling) and also complex business models (previously presented Flow Task Tool) concerning specific investments in waste management.

Differently detailed and demanding methods for analysing the composition of municipal waste and residual municipal waste are applied in the world and in European Union. Data from individual studies can provide different and difficult to compare information on the composition of municipal waste and especially residual municipal waste, making it difficult to plan operation of treatment units or a complex business models in the field of waste management.

In the European Union, the European Commission seeks to support a vision of the circular economy, as summarized in Circular Economy Package from the European Commission (2015). Developments in EU waste management are heading towards unified European Reference Model on Waste (Eunomia Research & Consulting, 2015). This situation will affect the development of new methodologies for municipal waste composition analyses in individual European Union Member States. Therefore, there is a project under the Ministry of Environment of the Czech Republic, leading to a proposal for a new Czech certified methodology. Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, is the coordinator of this project. The new methodology should enable not only the comparison of values from individual studies, but above all statistical evaluation of the expanding dataset of results and subsequent forecasting. The aim is to provide a methodology that provides basic data for complex statistical processing and enables relevant forecasting of the development of municipal waste composition.

Investigation of the heterogeneity of brominated flame retardants in plastics from WEEE

A. Jandric, F. Part, M. Huber-Humer, S. Salhofer, & C. Zafiu
University of Natural Resources and Life Sciences, Department of Water, Atmosphere and Environment, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Waste Electric and Electronic Equipemnt (WEEE) have varying material composition, where the proportion of plastics ranges between 15 and 45 % by weight depending on the type of appliance. The most important types of plastics are ABS (approx. 30 % of plastics), HIPS (25 %), polyamides (10 %), PC/ABS blends (9 %), PP (8 %) and oters.

Some of the plastics are equipped with flame retardants, which are used in devices or components that heat up strongly and are a possible source of fire. Halogenated or brominated flame retardants (BFR) are used in different species: So-called additive BFRs, such as PBDE or HBCD are mixed into the plastic during the manufacturing process. As an undesirable effect, they soften the plastics and can be leached or diffused relatively easily. In contrast, reactive BFRs, such as TBBA, form a chemical (covalent) bond with the polymer and thus their release can be minimized. However, the reactive BFRs are more expensive than additive BFRs. A release of BFRs (e.g. through recycling processes) should be avoided, as many BFRs have human and ecotoxic effects (e.g. endocrine effects). Therefore, the handling and disposal of BFRs in Europe is regulated by two regulations: REACH and RoHS, where the concentration of PBB and PBDE is limited to 1000 ppm each.

For the recycling of plastics from WEEE, the distinction between plastic containing and those not containing BFRs plays an important role. For BRF-free material, the sales opportunities are better and the revenues higher, the identification or securing is therefore of great importance for the recycling industry. In the recycling process, plastic housings from mixed input are often shredded by shredders and separated from metallic and other materials in various separation stages. The remaining plastic fraction is then separated into plastic types by means of sensor-supported sorting and/or density separation. In this way, typical types of plastics such as ABS or HIPS, which contain relatively high BFR concentrations, can be separated from other materials.

The present study investigated the applicability of portable X-ray fluorescence analysis (pRFA) for the determination of the bromine content of plastic packages. For this purpose, the housings of 6 selected types of small electrical appliances were examined, which differ significantly from each other and have a larger proportion in the collected quantities of old electrical appliances. In detail, these were power supplies of printers, personal computers, keyboards, computer mice, electric toothbrushes and vacuum cleaners. In order to obtain information about the homogeneity, several samples were taken from different components of the devices - e.g. top and bottom sides of power supply units. A total of 1008 samples were analyzed. The instruments were disassembled and samples with a size of 1 to max. 30 cm^2 were cut out of the housing parts and placed in the measuring chamber of the pRFA. A pRFA (XL3T950, Thermo Scientific Portable Analytical Instruments inc., Tewsbury, US) was used for the measurement. Further steps to improve the applicability were experiments to optimize the measurement time and the use of two certified reference materials to calibrate the instrument.

Circular by Design (CbD) - Resource turnaround via sustainable product design using the case study of refrigerators and freezers

S. Raatz & M. Heibeck
Helmholtz Centre Dresden-Rossendorf, Helmholtz Institute Freiberg for Resource Technology, Freiberg, Germany

M. Bickel & C. Liedtke
Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy gGmbH, Wuppertal, Germany

C. Tochtrop
Folkwang University of the Arts, Department of Design, Industrial Design, Essen, Germany

M. Schliack
Liebherr-Hausgeraete Ochsenhausen GmbH, Industrial Engineering Corporate Responsibility, Ochsenhausen, Germany

S. Forester
BEC Becker Elektrorecycling Chemnitz GmbH, Chemnitz, Germany

M. Wächter & J. Irmer
EKM Entsorgungsdienste Kreis Mittelsachsen, Freiberg, Germany

The aim of "Circular by Design" is to develop a recyclable product design for refrigerators/freezers that is optimised for resource efficiency as well as energy efficiency. The BMBF-funded project is intended to demonstrate the actually feasible implementation of circular design, with the focus on repair/reuse on the one hand and on recycling paths that are as closed as possible on the other.

The combination of the resource efficiency analysis with the technology-oriented and simulation-based "Design for Recycling" model should in future allow the prediction of a product design suitable for complete circular flow. The current losses during the collection and recycling of a refrigerator/freezer are quantified on different levels, resource efficiency potentials are shown and on this basis a product design is developed whose material composition allows a complete recycling as well as reuse.

Based on the current reference product, which is particularly geared towards energy efficiency, the quantification of the actual losses should show where the raw materials are lost, how these losses can be reduced through appropriate product design and how raw materials can be kept in circulation in the long term.

The project CbD is funded within the framework of the funding programme "Resource-efficient circular economy - Innovative product cycles (ReziProK)". "ReziProK " is part of the BMBF research concept "Resource-efficient circular economy" and supports projects that develop business models, design concepts or digital technologies for closed product cycles.

Tex2Mat: Recycling of industrial PA textiles to fibres and injection moulded parts

C. Holzer & U. Jenull-Halver
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria

The European Union's legal requirements regarding circular economy set a big challenge on the Austrian textile industry, which is dominated by SMEs. It is interesting to notice that "textile industry" does not necessarily mean clothes for humans but there are also manufacturers who produce technical textiles like sieves and felts for the paper and cement industry. These textiles have a complex structure and are made from various polymers. In order to avoid landfill and high costs for disposal recycling becomes a must. The project Tex2Mat aimed at connecting innovative companies and universities in order to develop recycling strategies for specially selected use cases (monofilaments and injection moulded parts for technical applications). In three case studies the partners developed a sound procedure for waste collection and recycling to ensure a constant quality and a reliable supply of recycling material. The Austrian industry profits from that project with knowhow for securing Austria as a production location, reducing the costs of raw material as well as CO_2 emission.

Bioleaching of metallurgical dusts with sulfur-oxidizing bacteria

S. Thallner, S. Spieß & M. Haberbauer
K1-MET GmbH, Linz, Austria

L. Birklbauer
voestalpine Stahl Linz GmbH, Linz, Austria

Steel production generates by-products, which cannot be recycled at any given process step in an integrated steel plant, due to heavy metal impurities like zinc. Aim of the project is to leach undesirable non-ferrous metals of by-products through sulfur oxidizing bacteria in order to increase recycling rates of these by-products in the steel industry. However, iron should be largely retained as it is a valuable substance in the production process. Therefore, it is necessary to improve the bioleaching process by optimizing the required sulfur concentration as well as leaching time and efficiency.

A two-step-bioleaching experiment with reduced sulfur (S) concentration was performed. *Acidithiobacillus ferrooxidans* was precultivated for one week on different S concentrations (10 - 7.5 - 5 and 2.5 g/L). After precultivation 10 g_{DM}/L metallurgical dust was added. Flasks were incubated at 30 °C and 115 rpm for two weeks. Bacterial activity, pH and metal concentrations were measured after the experiment.

Two-step-bioleaching experiments showed very good results. Zinc could be leached with more than 90 % efficiency, whereas the desired iron was retained in the residual. The reduction of the sulfur content from 10 to 2.5 g/L in the bioleaching test was also successful and showed the lowest iron mobilization. Zinc leaching efficiency showed hardly any effect at the different S concentrations. More than 90 % Zn could be dissolved. For the Fe efficiencies and pH-values, however, a connection with the amount of S was observed: the higher the S concentration, the lower the pH and the higher the leaching efficiency of Fe. The results proofed that a high Zn leaching is possible, while Fe remains in the residue. For 10 g_{DM}/L metallurgical dust 2.5 g/L S would be sufficient to achieve satisfying results (Fe 9 % and Zn 92 %). In the next step, substrate concentration will be increased. After finishing these test series, a scale-up in a 3 L CSTR will be started.

RTP 2019 in Austria - Overview of the use of reusable transport packaging in Austria

P. Hietler, S. Lichtnegger & C. Pladerer
pulswerk GmbH, Department Resource Management, Vienna, Austria

Transport packaging is packaging which serves to protect goods or merchandise from damage either from the manufacturer to the distributor or on the way via the distributor to the final consumer, or which is used for reasons of transport safety. disposable transport packaging is only intended for a single transport. This may be due, for example, to the fact that return and reuse are not economical, that the packaging cannot withstand further transport or that the packaged goods are unique and require specially tailored packaging. Reusable transport packaging (RTP) is intended for several rotations, which reduces the number of packagings and thus also the amount of packaging waste. At present there is little data available on the use of RTP in Austria and there is little information on the type and number of RTP used. The present study provides an overview of the use of returnable transport packaging in Austria in selected sectors.

Within the scope of a literature search, the sectors were described and interview partners for the respective sectors were identified. Target groups for the interviews were distribution systems of RTP, leading companies and industry representatives. Companies and institutions were selected which are representative for the respective industry.

By means of qualitative interviews, the current use of transport packaging and conditions that are necessary or would be advantageous for the use of RTP (infrastructure, washing capacities, maximum radius, logistics concepts, requirements, etc.) were surveyed. Furthermore, the number and additional transport security measures for reusable transport packaging were queried and, where available, collected. The collected data were anonymized and cumulated by means of company turnover. The number of RTP in the sectors was extrapolated.

Around 100 companies were asked to participate in the study. More than 30 companies could be won for a qualitative interview. Some of the participating companies were interviewed several times in order to improve the data quality.

The examined companies cover the following industries: food industry (food retail and wholesale), textile industry, electronics industry, pharmaceutical industry, chemical industry, automotive industry, shipping, construction industry and book trade.

If all reusable transport packaging including pallets and in-house solutions is considered, it becomes clear that more than 66 million RTP are used in Austria in these sectors (sum of reusable boxes/boxes/other load carriers and rolling containers and pallets). Since in some sectors an exact number of RTP could not be quantified, it can be assumed that the number of RTP is even higher.

„Less waste for a better way of life": Waste prevention project in Schladming

S. Lichtnegger & C. Pladerer
pulswerk GmbH, ressource management, Vienna, Austria

Schladming is a city with about 7000 inhabitants located at the heart of Austria, surrounded by mountains. While it has hardly any manufacturing industry, it is a major hotspot for both tourism and events. As a consequence the amount of waste generated continues to grow as well. The fact that tourists are often not familiar with the local waste collection system also poses challenges with regard to correct waste separation and thus recycling. However, both our project team as well as the administration of Schladming are committed to working towards the reversal of this trend.

The project „Less waste for a better way of life" works on strategies and measures to avoid waste and to optimise waste separation. Based on the analysis of the status quo regarding the waste situation in Schladming, we identified three fields of action which bear particular potential for improvement with regard to waste prevention and separation in Schladming:

- Events,
- Tourism,
- Education of children and youth (schools and kindergartens).

„Less waste for a better way of life" is funded by the Coke Foundation with a duration of three years (2019-2021). The project team consists of the NGO ÖGUT and the companies AQA and pulswerk. The team works very close together with the municipality and the local stakeholders. This ensures that project decisions and measures are feasible and legitimised. Additionally civic participation will be focused in the second part of the project.

On the basis of our event analysis we designed measures for external large-scale events. The measures aim to reduce waste generation and the environmental footprint as well as to optimise waste separation at events. In addition, we conducted resolved communication measures aimed at the people attending the events. The field Tourism is addressed by individual consultation processes with several hotels on green tourism. These businesses aim to get certified with the Austrian Ecolabel and are good practice examples for the whole region. Additionally trainings for management and service stuff are designed and organised together with the local Waste Management Association as webinars or workshops. In the field of education awareness-raising on waste avoidance, waste separation and sustainability is the main task. Therefore several school projects were started and the Skiing Academy is planning to get certified with the Austrian Ecolabel. The local Kindergartens focus stronger on waste education and plan to organise their festival as a green event.

To sum up the participation of local stakeholder and cooperation with local businesses and initiatives is crucial for the success of the project. External changes often lead to the adaption of measures, so the intense communication with stakeholders is necessary. The aim of the project is to institutionalise measures to ensure a long term impact beyond the project duration.

BauKarussell: Social urban mining in cooperation with Bundesimmobiliengesellschaft mbH

M. Meissner
Austrian Institute for Ecology, Vienna, Austria

T. Romm
romm ZT, Vienna, Austria

M. Neitsch
Re-Use und Reparaturnetzwerk Österreich, Vienna, Austria

Project approach
BauKarussell has set itself the goal of combining the re-use of components and recycling management in large-volume objects with integrative employment. BauKarussell is the first Austrian service provider for *social urban mining* and professionally accompanies building owners through the planning and implementation of deconstruction. Starting from Austria, BauKarussell supports the development of a construction industry, which brings the principles of resource management to an intelligent implementation in the deconstruction sector. BauKarussell addresses building owners and institutions involved in the planning and implementation of re-use- und recycling-oriented construction projects.

Results
The business model was tested, starting 2017, in several larger deconstruction projects in Vienna. Between October 2019 and July 2020, BauKarussell carried out deconstruction work in Vienna on behalf of Bundesimmobiliengesellschaft mbH (BIG): Social Urban Mining was implemented at the site where the new MedUni Campus Mariannengasse will be built until 2025. By involving social economy business partners, more than 6.000 hours of employment for people with difficulties on the labour market were provided. In cooperation with BIG more than 42.384 kg (or 1.106 selling units) reusable components were made available for re-use.

Conclusions
Like in other cooperation before the results show that re-use in the large-scale building sector is feasible. The earlier re-use is integrated in the process of planning, the more likely it is to realise its potential.
It is fundamental to gain basic data and information regarding the building area. A functional tender for the pollutant investigation allows to choose the best offer for the project developer. The results of the pollutant investigation provide the data to work out a proper concept for dismantling and demolition (as required in the Austrian Recycling Construction Material Regulation), including the aspect of re-use and potential for high quality recycling material.
Public project developers can support this new approach via their role as contracting authorities.

Waste avoidance in the Austrian food wholesale

C. Pladerer & P. Hietler
Austrian Institute for Ecology, Department Resource Management, Vienna, Austria

Waste prevention is the overriding principle of European waste policy. In particular, the reduction of avoidable food waste must be prioritised for ethical, ecological, social and economic reasons. Food waste is generated along the entire value chain.

At the time the study was conducted, no data on the wholesale food trade were known. With this study, a gap in knowledge has now been closed and figures on avoidable food waste in food wholesale in Austria have been calculated. Furthermore, avoidance measures were collected.

The Austrian food wholesale has a turnover of about 8.5 billion euros. The value of goods purchased in wholesale trade amounts to about 7.6 billion euros.

The 110 food wholesalers without agricultural or industrial production belong to the company size class of ten employees and upwards. They sell over 90 % of the goods in the food wholesale trade and employ over 90 % of the staff. These were the focus of the project.

Data and answers were received from 15 companies. This corresponds to a response rate of about 15 %. The market share of the participating companies is about 20 % of the total turnover.

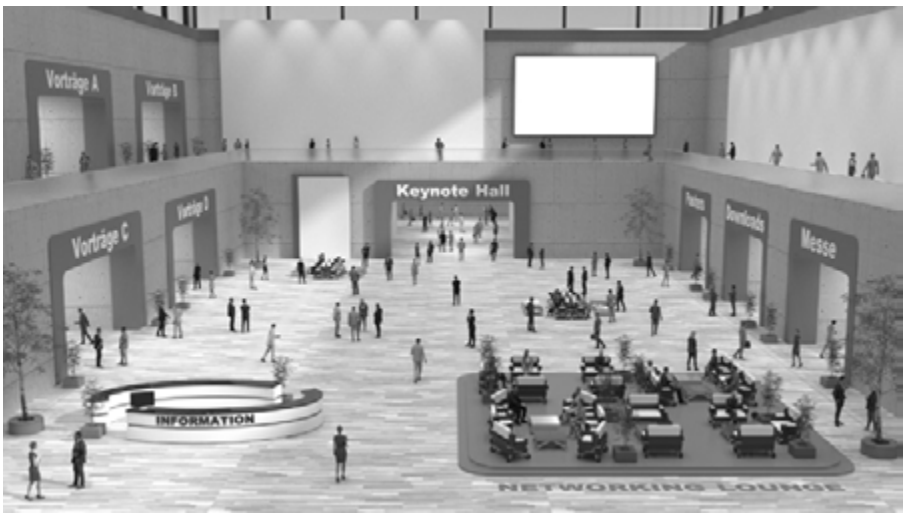
The extrapolation showed that about 10,300 tons (+/- 9.7 %) of avoidable food waste per year are generated in the Austrian food wholesale trade. This corresponds to a monetary loss of approx. 21.5 million euros. This means that 0.3 % of purchased goods are disposed of as avoidable food waste.

The extrapolated data show the avoidable food waste in the Austrian food wholesale trade. Care was taken to avoid double counting of avoidable food waste quantities.

Companies in the food wholesale trade already take measures to avoid food waste and try to work as efficiently as possible. The spoilage of food in food wholesale amounts to about 0.3 % of the purchased goods and is already very low. However, around 10,300 tonnes of avoidable food waste are still produced each year. Every kilogram of avoided food waste has ecological and social consequences and by further implementation of measures against food waste these can be largely avoided.

Unsere virtuelle Konferenzwelt auf meetyoo

Eingangsbereich (Foyer) der Plattform



Virtuelle Messestände



Unsere virtuelle Konferenzwelt auf meetyoo

Virtueller Vortragssaal



Wir bedanken uns bei **Beatrice Schmidt, Bettina Übleis** und dem restlichen Team der WEKA Industrie Medien GmbH für die großartige Unterstützung bei unserer ersten Hybrid-Konferenz.

WEKA Industrie Medien GmbH
Dresdner Straße 43
1200 Wien
Österreich
https://industriemedien.at/

Autorenverzeichnis

A

Adam, C. ... 611
Adami, C. ... 769
Al Koussa, J. ... 773
Aldrian, A. ... 263, 455
Allesch, A. ... 309
Altendorfer, M. ... 85
Anbauer, A. ... 189
Antrekowitsch, H. ... 113, 785
Arnberger, A. ... 89, 785
Arzberger, V. ... 433
Ashan, A. ... 165
Autischer, M. ... 287

B

Bäck, T. ... 279
Bartl, A. ... 539, 545
Bartl, U. ... 399
Bastian, D. ... 713
Bauer, A. ... 711
Bauer, M. ... 129
Beigl, P. ... 85, 309, 349
Benner, W. ... 195
Berkmüller, R. ... 553
Bernegger, K. ... 119
Berninger, B. ... 623
Bickel, M. ... 799
Binder, B. ... 747
Birklbauer, L. ... 809
Bockreis, A. ... 251, 743, 751
Bohling, C. ... 165
Böhm, A. ... 145
Bokelmann, K. ... 195
Bookhagen, B. ... 713
Borowski, C. ... 183
Brand, U. ... 183
Brandstätter, A. ... 769
Brandstätter, C. ... 531
Braunschmid, V. ... 495, 729
Braunsperger, T. ... 697
Bredács, M. ... 141
Brune, M. ... 559
Brüning, R. ... 319, 731
Buchholz, P. ... 713

C
Chao, M. 165
Chaudhuri, S. 483
Cociancig, M. 369
Coskuner, S. 523
Csőke, B. 579
Curtis, A. 135, 419, 425

D
Deporta, C. 501
Deuschle, L. 255
Dietrich, V. 605
do Carmo Precci Lopes, A. 743
Döberl, G. 511
Dobra, T. 359
Dobretsberger, J. 769
Doninger, G. 443

E
Ebbing, J. 573
Ebner, C. 743, 751
Eck, F. 601
Edel, H.-G. 471
Edenberger, W. 391
Eisenberger, M. 325
Ellersdorfer, M. 697
Ertl, C. 687

F
Faigle, B. 487
Faitli, J. 579
Faulstich, M. 713
Feil, A. 177, 559
Fellinger, L.-M. 263
Fellner, J. 407, 531
Feuchter, M. 769
Feyerer, C. 437
Flamme, S. 159, 649
Förster, S. 799
Frank, A. 141
Franke, M. 623
Freitag, P. 477, 501
Fricko, N. 531
Friedacher, A. 687
Friedrich, K. 211
Fritz, T. 211
Frühauf, F. 125
Fuchs, P. 363

G
Garstenauer, T. 681
Gäth, S. 601
Gazetovici, M. 523
Gebeshuber, I.C. 769
Gelbmann, U. 301
Gerold, E. 785
Glorius, T. 159
Gregor, J. 791
Gruber-Waltl, A. 233
Guebitz, G.M. 675
Günther, J.U. 165
Gürlich, U. 299

H
Haberbauer, M. 675, 809
Haberlandt, S. 301
Hackl, O. 433
Hafner, G. 363
Hametner, F. 747
Hansen, E.G. 719
Hauer, W. 309, 379, 387
Heibeck, M. 799
Henrich, J. 601
Hense, P. 631
Hietler, P. 815, 831
Himler, L. 687
Hingsamer, M. 773
Hirtenfelder, T. 433
Hodecek, P. 333
Hofer, W. 227
Hofmann, A. 623
Hofmann, T. 483
Holzer, A. 95
Holzer, C. 549, 805
Holzschuster, S. 287
Honner, M. 785
Huber, R. 145
Huber, T. 295
Huber-Humer, M. 309, 663, 795
Hüffer, T. 483

I
Ipsmiller, W. 539, 545
Irmer, J. 799
Irrgeher, J. 713
Ivankovics, P. 339

J
Jandric, A. 795
Jenull-Halver, U. 549, 805
Johnen, K. 177
Jungmeier, G. 773
Jung-Waclik, S. 483

K
Kállay, A.A. 579
Kaltenböck, H. 565
Kandlbauer, L. 761
Kässinger, J. 391
Kastelic, S. 241
Khodier, K. 135, 437, 761
Kinzel, C. 751
Klinger, T. 523
Knapp, J. 251, 751
Koeberl, C. 713
Kohlbacher, M. 189
Kölking, M. 159
Komarova, E.W. 707
Kornthaler, D. 251
Kornthaler, M. 593
Kraffczyk, T. 121
Kranert, M. 363
Kranner, R. 221, 779
Kratzsch, R. 725
Krauter, V. 711
Kreibe, S. 553
Kremser, K. 675
Krenn, A. 589
Kroell, N. 177
Kropáč, J. 791
Kucera, J. 675
Kuchta, K. 527
Kunz, W. 623
Küppers, B. 135, 201
Kurz, A. 483

L
Lackner, M. 495, 729
Ladeck, R. 339
Lampert, C. 345
Lampl, C. 455
Laner, D. 407
Lassnig, H. 517
Lechleitner, A.E. 227
Lehner, M. 129, 227, 687
Lenz, S. 271, 789
Leverenz, D. 363
Lichtmannegger, T. 751

Lichtnegger, S. 815, 823
Liedtke, C. 799
Link, T. 183
Lobenhofer, M. 391
Löhle, S. 731
Loibner, A.P. 495, 729
Luck, S. 369
Lugmayr, H. 119
Luidold, S. 785
Lyon, T. 101

M

Macqueen, M. 769
Maier, T. 387
Mann, O. 483, 523
Maringer, F. 523
Martin, A. 553
Mayer, S. 159
Mayerhofer, J. 271, 369, 789
Mayr, B. 681
Meirer, M. 599
Meirhofer, M. 221, 779
Meissner, M. 827
Meisterl, K. 387
Merckens, L. 315
Meyer, I. 85, 349, 637
Mischitz, R. 747
Mlinar, C. 119
Mocker, M. 631
Möllnitz, S. 135
Moroz, U. 643
Müller, P. 505, 747
Müllern, K. 495, 729
Mütze, T. 101, 107, 725

N

Nager, C. 593
Nagovnak, P. 95
Nagy, Z. 579
Neitsch, M. 587, 827
Neubauer, C. 383
Neuhold, S. 619
Nickl, A. 89
Niewerth, S. 517
Nigl, T. 85, 279, 287
Nordmann, C. 171
Nordsieck, H. 755
Norman, F. 773

O
Obersteiner, G. 271, 369, 789
Oehme, I. 731
Oliva, J. 345
Opelt, A. 593
Opper, C. 713
Oreski, G. 141
Oßwald, K. 255
Oswald, S. 593

P
Pamminger, H. 769
Part, F. 85, 349, 795
Patek, R. 491
Patzig, C. 593
Pausweg, A. 505
Pavlas, M. 791
Peer, M. 623
Peinsipp, M. 221
Peuker, U.A. 101, 107, 725
Peyha, M. 129
Pfund, E. 171
Pichler, S. 735
Piepenburg, A. 399
Pinkel, M. 425, 463
Pinter, G. 141
Pitschke, T. 755
Pladerer, C. 815, 823, 831
Plank, M. 495, 729
Póczi, A. 769
Pollak, M. 387
Pomberger, R. 59, 85, 121, 279, 359, 565, 619
Ponak, C. 95
Poschacher, F. 737
Prenner, S. 483
Pretz, T. 77
Prohaska, T. 713
Pucker-Singer, J. 773
Putz, K. 495, 729

Q
Quicker, P. 237, 649

R
Raatz, S. 799
Ragoßnig, A.M. 643
Rašković, M. 643
Raupenstrauch, H. 95
Rechberger, H. 627, 703
Reichenauer, T.G. 477

Rettenberger, G. 671
Ribitsch, D. 495, 729
Riedl, M. 119
Ritzkowski, M. 527
Robra, S. 743
Roithner, C. 703
Romenda, R. 579
Romm, T. 827
Ropposch, C. 189
Rumetshofer, M. 737
Rüttinger, N. 495, 729

S

Salhofer, S. 85, 795
Samhaber, M. 387
Sappl, L. 523
Sarc, R. 135, 153, 419, 425, 437, 455, 463, 761
Sassen, H. 125
Sattler, T. 605
Säumel, A. 295, 463
Schanda, I. 587
Schebek, L. 195
Scheiflinger-Ehrenwerth, S. 295
Scherhaufer, S. 85, 349
Schimek, J. 605
Schindler, P. 769
Schliack, M. 799
Schlögl, S. 201
Schlögl, T. 779
Schmidt, G. 449
Schmidt, T. 363
Schmiedel, U. 731
Schneeberger, L. 325
Schneider, F. 363
Schneider, R. 671
Schrack, D. 719
Schrader, S. 107
Schraut, K. 611
Schröttner, M. 511
Schubert, T. 227
Schützenhofer, S. 655
Schwabl, D. 129
Seitz, M. 755
Sigmund, G. 483
Simmler, M. 233
Skof, V. 189
Sommer, M. 85, 349, 637
Spieß, S. 675, 809
Stahn, S. 649
Stein, V. 89
Steinlechner, K. 233
Stock, U. 411

Stockschläder, J. 237
Stoifl, B. 383
Sumetzberger-Hasinger, M. 495, 729
Syllwasschy, O. 517
Szilveszter, G. 141

T

Tacker, M. 299
Tesar, M. 345, 383
Thaler, P. 383
Thallner, S. 675, 809
Thimm, K. 517
Tochtrop, C. 799
Tulochonova, A.V. 707

U

Ulanova, O.V. 573, 707
Ungerböck, R. 89

V

Van Bael, J. 773
Van de Casteele, S. 773
Van der Stricht, W. 773
Vasiljevic, M. 769
Viczek, S.A. 455
Vogelgesang, M. 195
Vollprecht, D. 201, 605, 619
Volz, B. 487

W

Wächter, M. 799
Wagner, M. 587
Waltenberger, R. 433
Wartha, C. 221, 779
Weiler, C. 399
Weingart, E. 611
Weingrill, G.U. 145
Weiser, V. 255
Weißenbach, T. 153
Weißhaupt, P. 353
Wellacher, M. 241, 309, 359, 565
Werinos, M. 89
Werner, D.M. 107
Wibner, S. 113
Wiesenfellner, L. 263
Wild, N. 769
Windisch, S. 95
Winter, I. 375
Wohner, B. 299

Woidasky, J.M. 255
Wolf, J. 319, 731
Wruss, K. 483, 523
Wruss, W. 523
Wutte, C. 325

Z

Zafiu, C. 795
Zaidi, K. 731
Zeilinger, J. 663
Zirps, S. 263
Zöhrer, A. 501

Sachregister

A

Abfall ... 77
Abfallanalysen ... 379
Abfallaufbereitung ... 171
Abfallaufkommen ... 345
Abfallberatung ... 589
Abfalllagerung ... 681
Abfalltrennung ... 553
Abfallvermeidung ... 369, 587, 593, 823, 831
Abfallverwertung ... 221
Abwasserreinigungsanlage ... 747
Acidophile Bakterien ... 675
Additive Fertigung ... 725
Adressierte und unadressierte Werbung ... 601
ALSAG ... 339
AI-sorting ... 165
Altlampen ... 755
Altlast ... 339
Altlastensanierung ... 491, 505
Altpapier ... 315, 601
Aluminium ... 113
Anaerobic co-digestion ... 743
ANDRITZ ADuro U shredder ... 125
ANDRITZ CENSOR ACZ ... 125
Anlage der Zukunft ... 425
Anlagenüberwachung ... 201
Aschen und Schlacken ... 675
Aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff (AHWZ) ... 605
Aufbereitung industrieller Reststoffe ... 443
Aufbereitungstechnik ... 77
Auslaugbarkeit ... 619
AWG ... 325

B

Batterien ... 279, 287
Baurestmassen ... 655
Baurestmassen-bezogene Volumen- und Massenabschätzung ... 643
Bauwesen ... 649
Behaltedauer ... 387
Behandlungstechnologie ... 345
Bentonit ... 517
Bergbauhalde ... 511
Bergbausickerwässer ... 517
Berichtspflicht ... 363
Betreiberverantwortung ... 353
Bewertung ... 407
BIM ... 655

Bioabfall 553, 559
Biochar 483
Bioconversion 687
Biocrude 697
Biogas 671
Biogene Abfälle 565
Biokunststoffe 789
Bioleaching 809
Biologisch abbaubare Kunststoffe 789
Biologische Abbaubarkeit 263
Biologische Laugung 675
Biomethanertrag 751
Biopolymere 769
Blei 511
Blueline 443
Bodenaushub 737
Bodenkontamination 511
Bodensanierung 483
Bodenwäsche 487
Bottle 241
Brandvermeidung 295
Brennstoffparameter 153
Briefkastenwerbung 601
Bromierte Flammschutzmittel 795
Bundesabfallwirtschaftsplan 325
Burgenland 779
Bürgertrennverhalten 593
Business Model 189

C

Carbonfaser 237
Case Study 433
CFK 237
Chemisches Recycling 227, 333
Circular design 663
Circular Economy 301, 375, 539, 703, 719, 735
Circular packaging design 299
Coffee to go 251
Collective Research 711
Concept of sustainable solid waste management 707
Co-processing 449, 455
Czech waste management 791

D

Danube 271
Datenanalyse 211
Delaminierung 107
Demontage 101
Density prediction 141
Deponie auf Deponie 391, 399
Deponie 411

Deponiebelüftung 527, 531
Deponienachsorge 527
Deponierückbau 407
Deponierung 737
Deponieverordnung 523
DeSort 565
Digitalisierung 419, 425
DNAPL 477
Düsenstrahlverfahren 501

E

Echtzeitanalyse 159
Echtzeitanalytik von Abfällen 153
Ecodesign 769
Einwegtransportverpackungen 815
Elektro(nik)(alt)geräte 731
Elektro-Fahrzeug 349
Elektroofenschlacken 619
Elektroschrott 183 195
Elementarer Kohlenstoff 523
Emission 255
E-Mobilität 89
End-of-life textiles 545
Energie aus Abfällen 751
Energiebereitstellung 345
Energy production 773
Entscheidungsfindung 627
Environmental-economic impact assessment 637
Enzyme 729
Erfahrungsaustausch 411
Erneuerbare Energieträger 697
Ersatzbrennstoff 153, 159, 233, 449 455
Europäische Normen 319
Europäische Union 333
EU-Sammelquote 387
Evaluierung 279

F

Fallbeispiel 491
Feinfraktionen 177
Fettabscheiderinhalte 751
Feuer-Prävention 295
Feuerwerk 255
Food to go 251
Fremdstoffgehalt 559

G

Gasströmung 531
Gebäuderückbau 655
Gewerbeabfälle 437, 761

Gichtgasschlamm 611
Gleichmäßigkeit 171
Green Event Management 823
Greenwashing 59
Großhandel 831
Großwohnanlage 553
Grundwasserreinigungsanlage 505
Gutachten 399

H

Hochrechnungen 363
Hüttenstäube 809
Hydrometallurgisches Recycling 785
Hydrothermale Verflüssigung 697

I

Industry 4.0 189
Insects 687
In-situ Air-Sparging 487
in-situ 495
International 599
Interreg Europe 375
Interreg 411
ISCO/ISCR 477

J

Jet Grouting 477

K

Kaffeekapseln 263
Klassifizierung 177
KLME separator 579
Komposterde 737
Kompostierbare Kunststoffe 789
Kostenvergleich 471
Kreislaufwirtschaft 587
Kritische Metalle 623
Kühl-/Gefriergeräte 799
Künstliche Intelligenz 195
Kunststoff 129, 255, 263, 309, 463
Kunststoffabfälle 333, 383
Kunststoffrecycling 301, 795
Kunststoffsortierung 433

L

LCA 773
Lebensmittelabfall 363, 369, 831
Leitfaden 573

LIBS sorting 165
Lithium-Ionen Batterie 85, 89, 95, 101, 107, 295, 785

M

Magnetabscheider 183
Materialeffizienz 319
Material-Nutzungszeit 59
Mechanical pretreatment 743
Mechanical RMSW processing 579
Mechanical sorting 141
Mechanische Abfallbehandlung 419
Mehrwegsysteme 251
Mehrwegtransportverpackungen 815
Membranbioreaktor 681
Metal recyling 165
Metallentfrachtung 809
Metallgewinnung 119
Metallrecycling 177
Metals 713
Methodenentwicklung LCIA 631
Mineralogie 619
Mineralöl 495
Mineralwolleabfall 605
Modellierung 227
Müllaufbereitung 145
Multilayer Flexible Packaging 711
Municipal solid waste 743
Municipal waste 791

M

Nachhaltiger Tourimus 823
Nachhaltiges Produktdesign 799
Nachhaltigkeit 589
Nährstoffe 627
Naturgebieten Russland 573

O

Oberflächenwasserreinigung 681
Ökobilanz 631, 755
Ökodesign 319
Online/Ontime Materialüberwachung 419
Optimierung 437
Optische Sortierung 433

P

PA 805
Packaging 241
Partikeldeskriptoren 761
Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen 471

Persistente Kohlenwasserstoffe ... 729
PET ... 549
PFC ... 487
Photovoltaik ... 349, 359
Planung ... 399
Plastic pollution ... 271
Plastic recycling ... 125, 135
Plastik ... 315
Policy Development ... 719
Polyethylene ... 141
Potenzial ... 527
Pre-screening ... 135
Probenahme ... 183, 379
Prozessleittechnik ... 671
PVC-Recycling ... 623
Pyrolyse ... 221, 227, 623
Pyrometallurgie ... 95, 119

Q

Quecksilber ... 755

R

Reaktionsmodule ... 747
Recyclability ... 299
Recycling ... 77, 85, 95, 101, 107, 113, 129, 145, 309, 359, 383, 443, 463, 539, 549, 637, 703, 711, 713, 725, 805
Recyclingfähigkeit ... 59
Recyclingindex ... 455
Recyclingquoten ... 301
Recyclingraten ... 735
Reifemodell ... 211
Reinigungsverfahren ... 471
Reparatur ... 587
Residual municipal solid waste (RMSW) ... 579
Ressourcen- und Energieeffizienz ... 799
Ressourceneffizienz ... 631, 649
Restkontaminationen ... 483
Reuse ... 241, 375
Risiko ... 279
Riverine input ... 271
Röntgenfluoreszenzanalyse ... 795
Rückbau ... 353, 505
Rücklauf ... 501

S

Sammlung ... 599
Sanierung von Deponieentwässerungssystemen ... 391
Sanierung ... 339, 501, 729
Sanierungstechnologie ... 491
Sauerstoffausnutzung ... 531

Schmelzsalz ... 113
Schredder ... 121
Schrottrecycling ... 121
Schwermetalle ... 747
SCI_BIM-Tool ... 643
SecondLife ... 89
Sekundärbatterien ... 387
Sekundärbrennstoff ... 159
Sensorgestützte Sortierung ... 145, 201, 211
Sensorische Korngrößenmessung ... 761
Servitization ... 189
Shredderabfälle ... 119
Sicherheitstechnik ... 671
Siebung ... 559
Smartphones ... 713
Software ... 407
Sortieranalyse ... 779
Sortierung ... 195, 383
Sortingquality improvement ... 135
Speisereste ... 599
Sperrmüll ... 779
Stahlwerksstäube ... 611
Statistik ... 379
Statistische Entropie ... 703
Stoffflussanalyse ... 627
Stoffstrommarkt ... 463
Stoffstromschwankungen ... 201
Stoffstromüberwachung ... 287
Störstoffmanagement ... 565
Strömungsmessung ... 129
Sustainability ... 299, 663
Sustainable Develeopment Goals ... 719

T

TA Luft ... 121
Temporary housing ... 663
Textile recycling ... 545
Textile waste management ... 545
Textiles ... 539, 549, 805
Thermische Verfahren ... 233
Thermische Verwertung ... 449
Thermochemische Behandlung ... 221, 611
TOC-Screening ... 523
Tondichtungsbahn ... 517
Transbaikal-Nationalpark ... 707
Trash Free ... 707

U

Urban Mining ... 827

V

Verbundauftrennung 359
Verbundwerkstoffe 649
Verfahrensentwicklung 785
Vermeidung von Verpackungsabfall 815
Vermeidung 589
Verpackung 309, 369, 769
Verpackungsrecycling 735
Vertreiberpflichten 731
Verwertung 237, 325
Verwertungsorientierter Rückbau 643, 827
Vliese 495
Volumenstrom 171
Vorzerkleinerung 437

W

Wald 315
Waste composition 791
Waste economy 637
Waste management 687
Waste wood 773
WEEE-Richtlinie 731
Wertschöpfungskette 85
Wertstoffausschleusung 425
Wertstoffscanner 593
Wiederverwendung 827
Windenergieanlagen 353
Windkraft 349
Wirbelschicht 233

Z

Zementindustrie 605
Zerkleinerung 287, 725
Zero Waste Initiative 573
Zustandserfassung Entwässerungssystem 391

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben

Lehre & Forschung












Zum fünfzehnten Mal trifft sich die abfallwirtschaftliche Community der DACH Länder im November 2020 in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Abfallwirtschaft.

Recycling und Abfallverwertung, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, Deponietechnik und Altlasten sowie Internationale Abfallwirtschaft sind die Themenschwerpunkte.

Charakteristisch für die Recy & DepoTech ist die Verknüpfung von Theorie und Praxis. Sowohl wissenschaftliche Erkenntnisse, als auch Fallbeispiele und Berichte aus der Praxis werden von Experten/innen präsentiert und diskutiert.

Gerade in der Zeit neuer Dynamik in der Umwelttechnik und Abfallwirtschaft - Stichworte Kreislaufwirtschaftspaket, Plastic Strategy, Klimawandel, Recycling, Ressourceneffizienz - hat eine fachliche Plattform besondere Bedeutung.

Das Programm der Recy & DepoTech 2020 umfasst 128 Vorträge und 30 Poster. In diesem Konferenzband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachbeiträge inklusive englischem Abstract zusammengefasst.

ISBN: 978-3-200-07190-2