Recy & DepoTech 2022

VORTRÄGE-Konferenzband

zur 16. Recy & DepoTech-Konferenz

9. - 11. November 2022
Montanuniversität Leoben, Österreich

Herausgeber: Roland Pomberger, Josef Adam, Michael Altendorfer, Therese Bouvier-Schwarz, Peter Haslauer, Lisa Kandlbauer, Karim Khodier, Gerald Koinig, Nikolai Kuhn, Tatjana Lasch, Namrata Mhaddolkar, Thomas Nigl, Bettina Rutrecht, Renato Sarc, Theresa Sattler, Sabine Schlögl, Hana Stipanovic, Alexia Tischberger-Aldrian und Sandra Viczek.

VORTRÄGE-Konferenzband
zur 16. Recy & DepoTech-Konferenz

9. - 11. November 2022
Montanuniversität Leoben, Österreich

Herausgeber
Roland Pomberger, Josef Adam, Michael Altendorfer, Therese Bouvier-Schwarz, Peter Haslauer, Lisa Kandlbauer, Karim Khodier, Gerald Koinig, Nikolai Kuhn, Tatjana Lasch, Namrata Mhaddolkar, Thomas Nigl, Bettina Rutrecht, Renato Sarc, Theresa Sattler, Sabine Schlögl, Hana Stipanovic, Alexia Tischberger-Aldrian und Sandra Viczek

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 2022

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 2022

FSC

ISBN: 978-3-200-08675-3

Inhalt

Vorwort Bundesministerin Leonore Gewessler 5

Vorwort Landeshauptmann Christopher Drexler 6

Vorwort Landesrat Johann Seitinger 7

Vorwort Sektionschef Christian Holzer 8

Vorwort Bürgermeister Kurt Wallner 9

Vorwort Rektor Wilfried Eichlseder 10

Vorwort Ingrid Winter 11

Vorwort ÖWAV-Geschäftsführer Daniel Resch 12

Vorwort VOEB-Präsidentin Gabriele Jüly 13

Vorwort Green Tech Cluster-Geschäftsführer Bernhard Puttinger 14

Editorial Roland Pomberger 15

Organisation, Redaktion und Kooperationspartner 17

Wissenschaftliches Komitee 18

Ehrungen 20

Ehrenschutz 21

Förderungen & Firmenpartnerschaften 22

Inhaltsverzeichnis Plenarvorträge 25

Inhaltsverzeichnis Vorträge 26

Index English abstracts of plenary lectures 39

Index English abstracts of lectures 40

Plenarvorträge 53

Vorträge 67

English abstracts 725

Autorenverzeichnis 853

Sachregister 863

ARA
Altstoff Recycling Austria

WIR WOLLEN DEINE ~~VERPACKUNGEN~~ ZURÜCK. ROHSTOFFE

WIR ALLE SIND TEIL DES KREISLAUFS.
DANKE FÜR DEINEN BEITRAG.

Vorwort

FBM Leonore Gewessler
BMK

Das Konferenzprogramm der RecyDepoTech setzt auch anlässlich der 16. Auflage wieder neue Maßstäbe in den Bereichen der nachhaltigen Abfallwirtschaft, der Kreislaufwirtschaft und des Recyclings. Mit den ins Auge gefassten Schwerpunkten Sensor Based Sorting & Control, innovative Sortierverfahren und Recyclingtechnologien sowie dem verstärkten Einsatz digitaler Methoden in der Abfallwirtschaft bis hin zu neuartigen Businessmodellen bestätigt sich erneut das breite Spektrum dieser Veranstaltung und zieht eine stetig größer werdende Schar von Stakeholdern an die Montanuniversität nach Leoben.
Neben etablierten Fachbereichen die seit der Frühzeit der DepoTech zum Standardrepertoire gehören wie Deponietechnik und die Altlastensanierung kommen auch brennende Themen wie Lithium-Ionen-Batterien oder Lebensmittelabfälle zum Zug.
Das Kreislaufwirtschaftspaket zielt darauf ab Produkte, Stoffe und Ressourcen möglichst lange in der Wirtschaft zu halten und folgend die Entstehung von Abfällen hintanzuhalten. Dieses Ziel kann jedoch nur erreicht werden, wenn in allen entscheidenden Phasen die Produktlebenszyklen durch aktive und nachhaltige Maßnahmen weiter ausgebaut werden. Einem intelligenten Produktdesign gepaart mit der Abkehr von Obsoleszenz, einer sinnvollen Steigerung des Recyclings bis hin zur Wiederverwertung kommt dabei ein wesentlicher Stellenwert zur Schließung der Stoffkreisläufe zu.
Die österreichische Abfallwirtschaft leistet seit vielen Jahren einen oftmals unterschätzten Beitrag zum Wohlergehen unserer Gesellschaft. Neben der rein stofflichen Kreislaufführung trägt die Abfallwirtschaft nicht unwesentlich zur Sicherung der Energieversorgung bei, der in der Zukunft noch ergänzt werden soll. Mit der Heranziehung von abgeschlossenen Deponien zur Sonnenstromproduktion sollen künftig brachliegende Flächen sinnvoll genutzt und damit der Flächenverbrauch reduziert werden.
Die Wichtigkeit der Erhaltung fruchtbarer Böden und Grundwasserkörper rückt mit jeder Naturkapriole stärker ins Bewusstsein der Gesellschaft. Die österreichische Abfallwirtschaft hat sich den Schutz dieser Lebensgrundlagen seit jeher auf die Fahnen geschrieben und dabei innovative Ideen mit Verve umgesetzt. Die RecyDepoTech war und ist dabei die erste Anlaufstelle, Wegbegleiter und Impulsgeber zugleich und hat damit einen ordentlich zu würdigenden Anteil am gemeinsamen Fortschritt.

Die Verlängerung der Erfolgsstory RecyDepoTech steht wieder auf dem Programm – dazu die besten Wünsche und ein kräftiges Glück auf!

Vorwort

Landeshauptmann Christopher Drexler
Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Tagungsteilnehmerinnen und -teilnehmer!

Ressourcenschonung und Nachhaltigkeit sind zentrale Themen für die Zukunft. Diesem umfassenden Bereich mit den Schwerpunktthemen Recycling, Abfallverwertung und -wirtschaft, sowie dem Ressourcenmanagement und der Deponietechnik, widmet sich die Abfallwirtschaftstagung Recy & DepoTech. Drei Tage lang wird Leoben, wird die Steiermark, zum Zentrum von Fortschritt und Innovation in der Abfallwirtschaft und Recyclingtechnik.

Diese Tagung ist nicht nur die größte abfallwissenschaftliche Konferenz im deutschsprachigen Raum, sondern sie hat sich auch international einen hervorragenden Ruf erarbeitet. Damit unterstreicht die Recy & Depo Tech auch in diesem Jahr, dass die Steiermark ein starkes Forschungsland und ein hervorragender Nährboden für Innovation ist. Mit zahlreichen Vorträgen wird die Recy & DepoTech 2022 wieder innovative Lösungen auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft vorstellen und als Plattform von Wissens- und Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaft und Wirtschaft fungieren.

Mein Dank gilt allen, die zum Gelingen der Veranstaltung beitragen, von den Referentinnen und Referenten über die Kooperationspartner bis zum Organisationskomitee mit Roland Pomberger an der Spitze. Es freut mich ganz besonders als Landeshauptmann der Steiermark, einem Land der Forschung und des Fortschritts, sie hier begrüßen zu dürfen und wünsche Ihnen als Taktgeber und Ideenbringer in der Abfallwirtschaft drei produktive, spannende und schöne Tage in der Steiermark.

Ein steirisches „Glück auf!“

Ihr Landeshauptmann

Vorwort

Landesrat Johann Seitinger
Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Damen und Herren, liebe Expertinnen und Experten der Ressourcenwirtschaft!

Auf diesem Weg darf ich Ihnen als Teilnehmerinnen und Teilnehmer der „Recy & Depo Tech 2022“ in Leoben meine besten Grüße übermitteln. Es freut mich, dass diese bereits traditionsreiche Konferenz dank der umsichtigen Organisation seitens der Montanuniversität auch in diesem Jahr stattfinden kann.

Wir alle waren es gewohnt, alle materiellen Wünsche jederzeit „auf Knopfdruck“ erfüllen zu können. Knappheit war für die letzten beiden Generationen etwas nahezu Unbekanntes. Die aktuelle politische und wirtschaftliche Lage in Europa zeigt uns aber, wie verletzbar Nationalstaaten sein können, wenn Rohstoffe, Lebensmittel oder auch medizinische Produkte nicht in ausreichender Menge vorhanden sind und wie wichtig ein verantwortungsvoller Umgang mit unseren Ressourcen ist.

Neben den ganz praktischen Fragestellungen der Abfall-Logistik stehen wir vor neuen Herausforderungen sowohl im Umweltschutz als auch bei den technischen und hygienischen Anforderungen im Rahmen der Entsorgung. Hinzu kommt das steigende Bewusstsein für Nachhaltigkeit und Klimaschutz. Diesen Herausforderungen können und müssen wir uns in den nächsten Jahren stellen. In unserem Land wird mit großem Innovationsgeist an Antworten auf diese Fragen gearbeitet und insbesondere die Montanuniversität ist ein wissenschaftlicher Brennpunkt für neue Lösungen – vom Thema Ressourceneffizienz, „Future Waste“ bis hin zur Umweltanalytik.

Ich bin überzeugt davon, dass die „Recy & Depo Tech 2022“ über die wissenschaftliche Vernetzung hinaus zu einem Ausgangspunkt vieler neuer Überlegungen und Projekte werden kann und wünsche Ihnen weiterhin viel Erfolg in Forschung, Lehre und Praxis!

Ihr

Vorwort

Sektionschef Dipl.-Ing. Christian Holzer
Bundesministerium für Klimaschutz

Die Neuauflage der RecyDepoTech verspricht wieder einmal zum abfallwirtschaftlichen "Gassenfeger" zu werden und zieht Experten aus Wissenschaft, Praxis und Verwaltung in ihren Bann bzw. an die Montanuniversität in Leoben. Die Themenlandschaft der gebotenen Vorträge verbreitert sich ständig und widerspiegelt damit eindrucksvoll die vielschichtigen Herausforderungen einer sich rasch verändernden Welt.

Durch die fortschreitende Globalisierung der Märkte haben sich in den letzten Jahrzehnten mannigfaltige Chancen aufgetan mit Wechselwirkungen auf den verschiedensten Ebenen, aber gleichzeitig haben sich auch neue Schwachstellen gezeigt, die es – insbesondere mit Hilfe der Abfallwirtschaft - zu bewältigen gilt. Die RecyDepoTech fungiert hier seit Jahrzehnten als verlässlicher Partner aller Stakeholder.

Pandemie und kriegerische Auseinandersetzungen verdeutlichten die Beschränktheit der Rohstoffe, die Fragilität der bestehenden Lieferketten, die Verwundbarkeit der Produktionsstätten bis hin zur Erkenntnis, dass der Mensch durch die stetige ungefilterte Informationsflut nur schwer zu einem bestimmten Handeln bewegt werden kann. Der zielgerichteten Verbreitung von wissenschaftlich gesicherten Erkenntnissen kommt in Zeiten der allgemeinen Verbreitung von unreflektierten Standpunkten ein wichtiger Stellenwert zu.

Die weltweiten Veränderungen im Ressourcenhaushalt und der Mobilität erfordern ein rasches Umdenken und ausbalanciertes Handeln von allen Entscheidungsträgern.
Ein gewichtiger Teil der Lösung besteht in der engagierten Transformation der Abfall- zur Kreislaufwirtschaft – dieser Paradigmenwechsel ist ein Gebot der Stunde, aus dem Blickwinkel der Klimapolitik betrachtet sogar ein Muss mit höchster Dringlichkeit.
Die RecyDepoTech wird diesen thematischen Ansprüchen auch heuer wieder vollauf gerecht und fungiert damit als Taktgeber der künftigen Entwicklung der Kreislaufwirtschaft.

In diesem Sinne wünsche ich der Veranstaltung wiederum einen durchschlagenden Erfolg.

Ein kräftiges Glück Auf

Vorwort

Kurt Wallner

Bürgermeister der Stadt Leoben

Sehr geehrte Damen und Herren,
geschätzte Tagungsteilnehmer:innen!

Noch vor einigen Jahren fanden viele der Themen, die im Rahmen der *Recy & Depo Tech* behandelt werden, kaum Beachtung. Heute jedoch dreht sich alles um nachhaltiges, wirtschaftliches Handeln und Abfälle werden als wertvolle Rohstoffe gehandelt. Vorausgesetzt, sie werden effizient und richtig gesammelt, aufbereitet und wiederverwertet. Die 16. Auflage der Recy & Depo Tech setzt sich mit komplexen Fragestellungen aus den Bereichen Abfallwirtschaft, Ressourcenmanagement, Recycling und Deponietechnik auseinander und leistet somit einen wertvollen Beitrag zur Verwirklichung abfallwirtschaftlicher Ziele.

Es freut mich besonders, dass die Tagung nach einer Corona bedingten Pause heuer wieder live über die Bühne gehen kann und Leoben Gastgeber für mehr als 500 Kongressteilnehmer:innen sein darf. Die große Anzahl an internationalen Fachleuten zeigt nicht nur den hohen Stellenwert der Veranstaltung, sondern ist auch der Vorreiterrolle der Montanuniversität auf den Gebieten Umweltschutz, Abfallverwertungstechnik und Recycling geschuldet. Die enormen Herausforderungen, insbesondere im Bereich Klima- und Umweltschutz sowie Ressourcensicherheit, erfordern innovative Lösungen. Das Institut für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft unter der Leitung von Professor Roland Pomberger leistet hier hervorragende Arbeit. Dank der neuen Ausrichtung in Richtung Nachhaltigkeit und Digitalisierung werden die Studierenden an der Montanuniversität künftig noch besser im Hinblick auf aktuelle gesellschaftliche und globale Herausforderungen geschult, um smarte Lösungen für ein besseres Morgen zu erarbeiten.

Auch die österreichische Abfallwirtschaft steht vor großen Herausforderungen, die natürlich auch Städte und Gemeinden betreffen. Die Stadt Leoben ist sich ihrer Verantwortung bewusst und setzt zahlreiche Schwerpunkte, um ihrer Rolle als Informant und Bewusstseinsbildner, beispielsweise durch entsprechende Berichterstattung im Stadtmagazin, in den sozialen Medien oder auch durch Informationsveranstaltungen, gerecht zu werden.

Wir sind sehr stolz auf die vielfältige Forschungstätigkeit der Montanuniversität und das Engagement der Wissenschafter:innen, die Leoben als innovatives, grünes Zentrum im Herzen der Steiermark positionieren. In diesem Sinne wünsche ich der Recy & DepoTech 2022 einen erfolgreichen Verlauf und spannende Diskussionen.

Ein Leobener Glück auf!

Vorwort

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

Einen wesentlichen Bereich seit Gründung der Montanuniversität vor über 180 Jahren nahmen Ressourcen ein, ob Rohstoffe oder Energie. Waren es in der Gründungszeit mineralische Rohstoffe, so wurden diese etwa 100 Jahre später durch fossile Rohstoffe ergänzt. In den 90-Jahren des 20. Jahrhunderts erkannte man die Notwendigkeit, den Bereich Umweltschutz zu stärken und führte die Studienrichtung Industrieller Umweltschutz ein. Damit wurde auch der Grundstein für die Forschungsgebiete der Deponie- und Recyclingtechnik gelegt, in deren Umfeld die Tagung Recy- und DepoTech geschaffen wurde, die heuer bereits zum 16. Mal abgehalten wird und Spezialisten aus Wissenschaft und Wirtschaft zusammenbringt. Sie hat sich in den vergangenen Jahren zur größten Abfallwirtschaftstagung im deutschsprachigen Raum entwickelt und liefert einen wichtigen Beitrag zur Weiterentwicklung von Themenstellungen im Bereich der Nachhaltigkeit. Nachhaltigkeit war auch eines der zentralen Themen in der jüngsten strategischen Neuausrichtung der Montanuniversität. Das Wesen der gesamten Universität ist auf fünf Kernwerte ausgerichtet, die das gesamte Handeln bestimmen: Energieeffizienz, Klimaneutralität, Nachhaltigkeit, Zero Waste und Kreislaufdesign. Damit soll auf die großen Herausforderungen unserer heutigen Gesellschaft reagiert werden. Diese Kernwerte spiegeln sich nun in allen Bachelor- und Masterstudien wider und sind die Grundlage für die neu geschaffenen Kompetenzbereiche Advanced Resources, Smart Materials und Sustainable Processing. Die Studienpläne wurden dahingehend ausgerichtet, was im letzten Studienjahr großen Einsatz und viel Energie erforderte.
Energie erforderte auch die Organisation der Recy-/Depotech. Ich möchte Herrn Prof. Roland Pomberger und seinem Team dafür danken und wünsche den Teilnehmern interessante Fachvorträge, erbauliche Diskussionen und einen angenehmen Aufenthalt in Leoben.

Glück auf!

Vorwort

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

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

Eine der großen Herausforderungen der nächsten Jahre ist die Umsetzung des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes. Ziel dieses Paketes ist, „den Wert von Produkten, Stoffen und Ressourcen innerhalb der Wirtschaft so lange wie möglich zu erhalten und möglichst wenig Abfall zu erzeugen." Das Erreichen der formulierten Zielvorgaben gestaltet sich in einigen Bereichen nicht einfach. Was es zu einem echten Wandel zur Kreislaufwirtschaft braucht, ist jedenfalls ein systemischer Ansatz zum vernetzten und konsequenten Handeln über die gesamte Wertschöpfungskette.

Die europäische Kommission wendet sich in ihren strategischen Dokumenten mit Maßnahmenempfehlungen häufig auch an die öffentliche Hand. Die aktuellen Entwicklungen und aufkommenden Technologien der Abfall- und Kreislaufwirtschaft sind daher auch für eine zukunftsorientierte Verwaltung von größtem Interesse. Das, was es dafür an Überblick und Austausch der vielfältigen fachlichen, wissenschaftlichen und rechtlichen Aspekte und Lernen voneinander braucht, bietet die Recy & DepoTech seit vielen Jahren.

Sie macht nicht nur bewusst, wie spannend und vielfältig die Abfallwirtschaft ist, sondern motiviert auch zu neuen Ansätzen und kreativen Ideen am Weg zur optimierten Ressourcennutzung.

Es bleibt dem Organisationsteam für sein großartiges Engagement herzlich zu danken und allen Teilnehmenden zu wünschen, dass die Recy & DepoTech heuer, wie geplant, wieder als Plattform für den direkten persönlichen Fachaustausch genutzt werden kann.

Vorwort

Geschäftsführer DI Dr. Daniel Resch

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)

Auch nach der Veröffentlichung des EU-Kreislaufwirtschaftspakets im Jahr 2015 vertiefen die EU und die Mitgliedsstaaten den kreislauforientierten Gedanken. Der Green Deal der Europäischen Kommission sowie die Umsetzung in Österreich ist dabei einer der wesentlichen Taktgeber für die Wirtschaftsteilnehmer:innen und Bürger:innen, um einerseits bis 2050 klimaneutral zu sein und andererseits den Übergang zur Kreislaufwirtschaft zu beschleunigen. Auch die damit verbundenen Maßnahmen zur Erreichung der nachhaltigen Ziele der Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft auf nationaler Ebene sind von großem Interesse und der ÖWAV als neutrale und unabhängige Informations- und Netzwerkplattform nimmt sich dieser Themen an.

Eine wichtige und zentrale Funktion des Verbandes ist dabei die frühzeitige Information seiner Mitglieder über aktuelle Entwicklungen in der Branche und die Diskussion und Behandlung aktueller Fragestellungen des Umweltschutzes in der Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft im Rahmen seiner Gremien. Insbesondere versucht der ÖWAV seine Aufgabe als Informations- und Netzwerkplattform zum Interessensausgleich zwischen den Stakeholdern wahrzunehmen. In dieser Funktion ist der ÖWAV im Sinne der Ziele des Umweltschutzes ein wichtiger Partner des Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), der Bundesländer, Kommunen und Verbände aber auch der Universitäten, Planungsbüros und der Wirtschaft.

Mit seinen Aktivitäten deckt der ÖWAV ein ungewöhnlich breites Spektrum ab und möchte so einen wesentlichen Beitrag zur nachhaltigen Etablierung der Kreislaufwirtschaft leisten. Der ÖWAV wünscht der Recy & DepoTech viel Erfolg und freut sich auf eine spannende Veranstaltung.

Vorwort

Präsidentin Gabriele Jüly

VOEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Unsere Abfall- und Ressourcenbranche hat sich in den letzten Jahrzehnten von der Entsorgungswirtschaft hin zur Ressourcenwirtschaft gewandelt. Wo früher der Fokus auf der reinen Beseitigung von Abfällen lag, erzeugen heute die Unternehmen der Ressourcenwirtschaft aus Abfällen wertvolle Sekundärrohstoffe, mit denen wiederum die Industrie beliefert wird. Damit leisten wir nicht nur einen wichtigen Beitrag im Dienste der Allgemeinheit – Ressourcenschonung führt zu mehr Umwelt- und Klimaschutz und erhöht dadurch die Lebensqualität der Bürger:innen, sondern tragen auch wesentlich zu einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft bei.

Im internationalen Vergleich ist Österreich Spitzenreiter bei der Sammlung und Verwertung von Abfällen und erreicht bereits heute die bis 2025 geltenden EU-Ziele beim Recycling von Papier, Metallen, Glas und Verpackungen. Nichtsdestotrotz stellen vor allem die geforderten Kunststoff-Recyclingziele des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes auch die österreichische Ressourcenwirtschaft vor neue Herausforderungen, die nur gemeinsam durch eine kreislaufgeführte Wirtschaftsweise zu bewältigen sind.

Nicht nur der Übergang von einer linearen hin zu einer zirkulären Wirtschaft beschäftigt uns, sondern auch die Menschen, die diese Transformation erst ermöglichen. Seit ein paar Jahren werden die Hilferufe nach künftigem Fachpersonal seitens der Unternehmen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft immer lauter. Hier ist es wichtiger denn je, Aus- und Weiterbildungsmöglichkeiten anzubieten und zu fördern, um dem Fachkräftemangel frühzeitig entgegenzuwirken. Gemeinsam mit maßgeblichen Stakeholdern wurde mit dem Lehrberuf Entsorgungs- und Recyclingfachkraft bereits ein solcher Grundstein gelegt. Ebenso hat der VOEB mit seinem ins Leben gerufenen Circular Economy Traineeprogramm eine weitere Möglichkeit geschaffen, Menschen für die Abfall- und Ressourcenbranche zu begeistern. Über dies hinaus konnte mit der diesjährigen VOEB Umweltwoche, in der Mitgliedsunternehmen ihre Türen für Schulklassen öffneten, den Jugendlichen Kreislaufwirtschaft nähergebracht werden. Wichtig ist hierbei, die Bewusstseinsbildung bereits in frühen Jahren zu garantieren und zu fördern. Ein enger Schulterschluss aller Akteure ist dabei unabdingbar – nur so steht Österreich einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft nichts mehr im Wege, ohne die die Klimaziele nicht erreichbar sind.

Vorwort

Geschäftsführer Bernhard Puttinger

Green Tech Cluster Styria GmbH

Die Welt hat sich gedreht. Die aktuellen Geschehnisse und die dadurch äußerst angespannte Rohstoffsituation zeigen einmal mehr, wie wichtig der Übergang zu einer kreislauforientierten Wirtschaft ist. Die Klimakrise und Rohstoffkrise müssen jetzt diese Transformation massiv beschleunigen.

280 Unternehmen und Forschungseinrichtungen im Green Tech Valley, dem Süden Österreichs gestalten mit Ihren innovativen Lösungen die Kreisläufe und den Klimaschutz der Zukunft. Sei es in den Bereichen der Sammellogistik, Sortier- und Aufbereitungstechnologien, Herstellung von Recycling-Rohstoffen für die Wirtschaft – sowohl im biologischen als auch im technischen Bereich.

Mehrere internationale Innovations- & Marktführer im Green Tech Valley nutzen dabei auch immer stärker die Chancen von Digitalisierung und künstlicher Intelligenz. Damit können Recycling-Rohstoffe in den Kreislauf zurückgeführt wird.

Eine tragende Säule bildet hier die Forschung. Aktuell arbeiten über alleine in der Steiermark und Kärnten über 2.300 Wissenschafter:innen an den grünen Lösungen der Zukunft. Sämtliche COMET-Kompetenzzenten Österreichs im Bereich Energie und Umwelt sind hier gebündelt. Die Montanuniversität Leoben entwickelt sich immer mehr zur „Circular University Leoben“, CUL!

Die Recy & DepoTech versammelt die innovativen Forschungspartner:innen und führenden Technologieunternehmer:innen bei Österreichs größter Branchen-Konferenz. Dies ist durch die engagierte Arbeit des ganzen Teams rund um Roland Pomberger möglich.

Nutzen wir dieses Treffen, um gemeinsam neue Ideen zu schmieden. In dieser Krisensituation müssen wir dabei vor allem noch mehr die Transformationsgeschwindigkeit in den Fokus stellen, um auch in Zukunft eine Vorreiterrolle im Bereich der Umwelttechnik inne zu haben und der nächsten Generation eine lebenswerte Zukunft zu ermöglichen.

Viel Erfolg & Glück auf!

Editorial

Professor Roland Pomberger

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben

Ein herzliches Leobener Glückauf zur Recy & DepoTech 2022!

Zum sechszehnten Mal trifft sich im November 2022 die abfallwirtschaftliche Community - endlich wieder persönlich - in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Abfallwirtschaft.

Ein kurzer Rückblick:
Vor 2 Jahren war alles ANDERS. Das CORONA Virus hatte uns ALLE fest im Griff und es war unmöglich unsere Recy & DepoTech physisch abzuhalten. Wir passten uns an die Möglichkeiten an und hatten das BESTE daraus gemacht. Eine rein virtuelle Konferenz mit einer virtuellen Konferenzumgebung. Wie in einem Videospiel konnten sich die TeilnehmerInnen in der VIRTUELLEN Konferenzwelt bewegen. Die Recy & DepoTech 2020 war jedenfalls ALLES AUSSER GEWÖHNLICH.

Ausblick:
Dieses Mal endlich wieder in Präsenz. Natürlich ist die Bedrohung durch das Corona Virus noch nicht gebannt, aber mir Vorsicht, Rücksicht und auch Sicherheits-maßnahmen sind wir überzeugt, dass wir die Konferenz abhalten können.

140 Vorträge und 75 Poster werden präsentiert. Firmen werden sich wieder an Messeständen präsentieren. Unser RE-USE-KAFFEEHAUS kann wieder physisch genutzt werden. Und wir wissen aus vielen Gesprächen: Der persönliche Kontakt und Austausch der TeilnehmerInnen wird nun wieder besonders geschätzt.

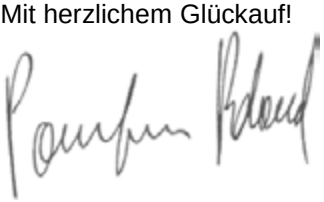
Zum Inhalt:
Es scheint so zu sein, dass alle 10 Jahre Umbrüche in der Abfallwirtschaft erfolgen. So sind wir bereits mitten in der Umsetzung von europäischen Rahmenbedingungen auf nationaler Ebene. Neue gesetzliche Vorgaben in der Kreislaufwirtschaft führen zu neuen Entwicklungen und geschäftlichen Chancen.
Diese an sich schon dynamische Situation wird nun durch Krisen weiter angefeuert. Politische Krisen, die zu Rohstoff und Energieverknappungen führen, beeinflussen zusätzlich die Abfallwirtschaft. Energie und Rohstoffe im Abfall entwickeln eine neue Attraktivität und führen zu neuen Projekten und Geschäftsmodellen.

Unser Programm:
Unsere vortragenden ExpertInnen decken das breite Feld der Abfalltechnik, der Abfallwirtschaft und der Kreislaufwirtschaft ab. Dabei setzen wir natürlich wieder Schwerpunkte einerseits bei stoffstrom-spezifischen Lösungen und andererseits bei technologischen Entwicklungen.
Der Bereich der Digitalisierung wird durch mehrere Sessions abgedeckt. Sensor-based Sorting & Control sowie Deep Learning Ansätze in der Sortiertechnik seien hier Beispiele.
Auf der Stoffstrom-Ebene beschäftigen sich spezielle Sessions mit dem Dauerthemen Kunststoffe und Batterien, aber auch mit speziellen industriellen Reststoffen.
Dem chemischen Recycling widmen sich nicht nur mehrere internationale Vorträge, wir werden dieses Thema auch im „Leobener Abfall-Disput“ kontroversiell diskutieren.
Auch in den Bereichen Deponietechnik und Altlastensanierung gibt es positive Entwicklungen und Fallbeispiele zu berichten.
Sie sehen eine Vielzahl von Themen, neuen Ansätzen und Methoden, Fallbeispielen und Lösungsansätzen werden auf dieser Recy & DepoTech vorgestellt.

Ihr Beitrag:
Die Recy & DepoTech wird von den aktiven KonferenzteilnehmerInnen gestaltet. Der Erfolg wird getragen von ProgrammgestalterInnen, ReferentInnen, 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 ExpertIn aus Forschung, Wirtschaft und Verwaltung. Gerade jetzt und trotz CORONA. Ich wünsche Ihnen und uns eine erfolgreiche Recy & DepoTech 2022.

Mit herzlichem Glückauf!



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: rdt@unileoben.ac.at

Roland Pomberger
Tanja Trieb

Redaktion

Tanja Trieb

Kooperationspartner

DETAIL Business Information GmbH (Recycling magazin)
Green Tech Cluster Styria GmbH
ia GmbH - Wissensmanagement und Ingenieurleistungen (ASK)
Kunststoff-Cluster
Lehrstuhl für Energieverbundtechnik der Montanuniversität Leoben
Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des Industriellen Umweltschutzes der Montanuniversität Leoben
Montanuniversität Leoben
MSV Mediaservice & Verlag GmbH (EU-Recycling Magazin)
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)
Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH
Umwelttechnik-Cluster Oberösterreich
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VOEB)
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (V.EFB)

Wissenschaftliches Komitee

A
Martina Ableidinger, ISWA Austria, Österreich
Helmut Antrekowitsch, Montanuniversität Leoben, Österreich
Manfred Assmann, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 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, Eisenberger & Offenbeck Rechtsanwalts GmbH, Österreich
Ertugrul Erdin, Dokuz Eylül University, Türkei

F
József Faitli, Universität Miskolc, Ungarn
Martin Faulstich, Technische Universität Dortmund, Deutschland
Johann Fellner, VIRWa GmbH, Österreich
Helmut Flachberger, Montanuniversität Leoben, Österreich
Sabine Flamme, Fachhochschule Münster, Deutschland

G
Stefan Gäth, Universität Giessen, Deutschland
Daniel Goldmann, IFAD TU Clausthal, Deutschland
Kathrin Greiff, RWTH Aachen University, Deutschland

H
Stefan Herzer, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, 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
Daisy Kroker, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Rainer Kronberger, Magistrat der Stadt Wien, Österreich

L
David Laner, Universität Kassel, Deutschland
Markus Lehner, Montanuniversität Leoben, Österreich

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

N
Michael Nelles, Uni Rostock sowie DBFZ Leipzig, Deutschland

P
Thomas Pretz, Ingenieurgesellschaft pbo, 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
Thomas Reichenauer, AIT Austrian Institute of Technology, Österreich
Karl Reiselhuber, Magistrat der Stadt Wien, Österreich
Gerhard Rettenberger, Hochschule Trier, Deutschland
Marco Ritzkowsky, Technische Universität Hamburg-Harburg, Deutschland
Vera Susanne Rotter, Technische Universität Berlin, Deutschland

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

T
Stephanie Thiel, Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Deutschland

U
Olga Ulanova, IRNTU, Russland

W
Ingrid Winter, Steiermärkische Landesregierung, Österreich
Klaus Wruss, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich
Werner Wruss, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Z
Michael Zorzi, BALSA Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Österreich

Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik / Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der Recy & DepoTech ehren und danken wir:

Dipl.-Ing. Manfred Assmann, wurde 1964 in Wien geboren und studierte "Kulturtechnik und Wasserwirtschaft" an der Universität für Bodenkultur. Nach einigen Stationen in der Entsorgungswirtschaft und beim VOEB wurde er Geschäftsführer des Verbandes der Beton- und Fertigteilwerke (VÖB). Seit 2002 ist er Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV) und der GWAW GmbH. In seiner langjährigen Funktion konnte er den ÖWAV als die führende fachliche Plattform für Wasserversorgung, Wasserentsorgung, Wasserkraft und Abfallwirtschaft entwickeln. Der ÖWAV ist der bedeutenste Anbieter von Kongressen, Seminaren und Weiterbildungen in der Abfallwirtschaft geworden. Nach 20 Jahren als erfolgreicher Geschäftsführer wird er Ende des Jahres den ÖWAV verlassen und neue herausforderungen suchen. Viele weitere Funktionen in fachlichen Gremien und Interessensvertretungen wurden und werden von ihm kompetent abgedeckt wie z.B. Vorstandsfunktionen bei ISWA Austria, V.EFB und BOKU Absolventen und Alumni Verband. Die Recy & DepoTech und die Montanuniversität möchten sich mit dieser Ehrung für die immer wertschätzende und freundschaftliche Zusammenarbeit bedanken.

Prof. Dr. Thomas Pretz, schied am 31. Januar 2020 offiziell aus seiner Position als Leiter des Institutes für Aufbereitung an der RWTH Aachen aus. In seinen 22 Jahren als Professor des I.A.R. hatte Prof. Pretz viele Aufgaben inne, er war Dekan der Fakultät für Georessourcen und Materialtechnik, Fachgruppensprecher der FRE, hat eine Vielzahl nationaler und internationaler Forschungs- und Dienstleistungsprojekte abgewickelt und war Sachverständiger und Gutachter zu abfalltechnischen und aufbereitungstechnischen Fragstellungen. Auch als Planer war und ist er erfolgreich tätig zuerst als Gründer von http und heute als Gesellschafter der Ingeneursgesellschaft pbo. Er gilt als der Experte für Sensorgestützte Sortiertechnik und konnte dieses Fachgebiet durch Projekte, Planungen, Publikationen und Kongresse entscheidend entwickeln. Seit langer Zeit besteht eine fruchtvolle Zusammenarbeit zwischen dem AVAW und dem I.A.R. in Form von gemeinsamen Projekten und Publikationen aber auch Austausch von Studenten.

Prof. Dr. Gerhard Rettenberger, ist DER Experte für Deponiegas und das Rettenberger-Tabassaran Modell zur Deponiegasprognose zählt noch immer zu einer Standardmethode in der Deponietechnik. Nach Stationen an der Universität Stuttgart und der Technischen Hochschule Eßlingen wurde er 1987 Ordinarius für Abfall- und Abwasserbehandlung an der Technischen Hochschule Trier. Es folgten viele nationale und internationale Lehraufträge. Er veröffentlichte über 500 Fachartikel und mehrere Fachbücher als Autor und Herausgeber. Seine Interessensschwerpunkte sind Deponietechnik, Deponiegas, Altdeponiesanierung, Landfill Mining, anaerobe Vergärung, Biogas, Anlagensicherheit und Explosionsschutz. Als Vizepräsident der DGAW und als Vorsitzender des wissenschaftlichen Beirates der Deutschen Privaten und Öffentlichen Entsorgungswirtschaft konnte er vielfache Beiträge zur Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft leisten. Seine unternehmerische Tätigkeit begann 1989 mit der Gründung der Ingenieurgruppe RUK GmbH. Noch immer ist er als Senior Consultant in Deutschland und in mehreren Ländern aktiv. Als Vortragender und Mitglied des wissenschaftlichen Beirates ist er seit vielen Jahren mit der Recy & DepTech verbunden.

Ehrenschutz

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

Christopher DREXLER
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

Kurt WALLNER
Bürgermeister der Stadt Leoben

Wilfried EICHLSEDER
Rektor der Montanuniversität Leoben

Ingrid WINTER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Daniel RESCH
Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes

Gabriele JÜLY
Präsidentin des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Bernhard PUTTINGER
Geschäftsführer der Green Tech Cluster Styria GmbH

Förderungen & Firmenpartnerschaften

Förderstellen

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

Gold-Firmenpartner

Altstoff Recycling Austria AG
Bernegger GmbH
GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
HUESKER Synthetic GmbH
M-U-T Maschinen-Umwelttechnik-Transportanlagen GmbH
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH
voestalpine High Performance Metals GmbH *und* voestalpine BÖHLER Edelstahl GmbH & Co KG

Mittagsbuffet-Firmenpartner

KIAS Recycling GmbH

Silber-Firmenpartner

Geocycle
Greiner AG
KEYCYCLE GmbH
Norske Skog Bruck
Saubermacher Dienstleistungs AG
Zöchling Abfallwirtschaft GmbH

Bronze-Firmenpartner
ABEZ GmbH
BALSA Bundesaltlastensanierung GmbH
Brantner Österreich GmbH
ESW Consulting Wruss ZT GmbH
IUT Ingenieurgemeinschaft GmbH
Komptech GmbH
OMV Downstream GmbH
PORR Umwelttechnik GmbH
STADLER Anlagenbau GmbH
TYROLIT
w&p Zement GmbH *und* Wietersdorfer Alpacem GmbH
Zementwerk Hatschek GmbH

Messestände
ANDRITZ AG
Evonik Industries AG
Experts4Recycling GmbH
Keller Grundbau Ges.mbH
Lhotzky + Partner Ingenieurgesellschaft mbH
Lindner-Recyclingtech GmbH
LINETECHNOLOGY GmbH
UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH
Vecoplan AG

(Stand 29. September 2022)

Bernegger

WIR BEWEGEN NACHHALTIG.

TBS

TECHNISCHE BEHANDLUNGSSYSTEME GMBH

Inhaltsverzeichnis Plenarvorträge

Ökologisch Abfall sammeln? So vermeiden wir Lösungen von gestern für die Probleme von morgen!
A. Opelt *55*

Digital Waste – Der Abfall, der übersehen wird!
S. Gäth..... *61*

Inhaltsverzeichnis Vorträge

Rechtliche Aspekte

Zukunft der Aufbereitung und Verwertung von Altfahrzeugen infolge neuer europarechtlicher Vorgaben
P. Hodecek *69*

Abgrenzung und Überlappung des europäischen Chemikalien- und Abfallrechts und Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft
D.G. Breiner *75*

Qualitätsgesicherte Entgasung von Abfalldeponien auf der Grundlage der VDI-Richtlinie
G. Rettenberger *81*

Die neue ÖNORM B3151 - Änderungen und Herausforderungen für den Rückbau
A. Ragossnig & K. Hartl *85*

Rezyklierbarkeit

Messung von Zirkularität - Status quo, Herausforderungen, Perspektiven
K. Greiff, W. Hagedorn & M. Hüsgen *91*

Circularity Assessment of Packaging with the Packaging Cockpit
M. Tacker *97*

Wie man die Recyclingfähigkeit von Produkten quantifiziert
H. Rechberger, C. Roithner & O. Cencic *99*

Recyclingquoten für Siedlungsabfälle – eine hohe Hürde
Th. Pretz, A. Feil & K. Greiff *101*

Kreislaufwirtschaft

Vision Kreislaufwirtschaft 2050: Wo steht die Steiermark?
I. Winter *111*

Nudging als Mittel zur verringerten Nutzung verpackter Lebensmittel in Supermärkten
U. Gelbmann & A. Kolb *115*

Systemische Fehler in der Wertschöpfungskette
W.P. Bauer *119*

Zirkuläre Geschäftsmodelle

Paradigm Shift in the plastics industry: from linear to circular
A. Leitner *125*

Der aktuelle Stand der Technik im Textilrecycling
W. Ipsmiller & A. Bartl *127*

Passt das Geschäftsmodel der "Fast Fashion" in die Kreislaufwirtschaft?
A. Bartl & W. Ipsmiller *133*

Sectoral differences in the circular economy implementation of Austrian manufacturing firms
J.-P. Schöggl, M. Rusch, L. Stumpf & R.J. Baumgartner *137*

Abfallende

Abfallende: Ein wesentlicher Beitrag zum Gelingen einer Kreislaufwirtschaft
T. Kasper *141*

Vom Abfall zum Produkt – verkrustete Bürokratie als „Hemmschuh“ der Kreislauf-wirtschaft?
M. Eisenberger & L. Schneeberger *147*

Mineralische Ersatzbaustoffe – Aufbereitung ohne (Abfall-)Ende?
W. Klett *155*

Nachhaltigkeitsbewertung

Ökologische Bewertung eines Closed Loop Recyclings am Beispiel PET (Projekt PET2Pack)
W. Frühwirth, B. Brandt, M. Pfitzner, E. Jahn, K. Detter & V. Gabriel *163*

Bio-based FRP composites and their circularity potential: Options for environmental assessment
U. Kirschnick, H. Kern & R. Schledjewski *169*

Recycling von Lithium-Ionen-Batterien - Klimaschutz, Ressourcenschonung und wirtschaftliche Effekte
I. Meyer & M. Sommer *173*

Littering

Produzentenverantwortung für Einweg-Kunststoffprodukte
W. Hauer *179*

Quellen, Arten und Ströme von Makro-Kunststoffverschmutzungen in und entlang der Donau
J. Mayerhofer, S. Lenz & G. Obersteiner *183*

Grundlagen für die Verrechnung von Littering-Beseitigungskosten an die Hersteller
M. Wellacher *189*

Altfahrzeuge

Examination of the processing of end - of - life railway towing vehicles.
M. Dojcsák, S. Nagy & T. Csiszár *197*

Innovative Sammlung

Maßnahmenrelevante Faktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich
P. Beigl & A. Happenhofer *203*

CircularGraz – Status Quo und Maßnahmen zum Erreichen der EU-Recyclingziele in Graz
A. Loidl, M. Wellacher, K. Münzer, M. Ortner, C. Lindmayr & V. Königshofer *207*

Dynamische Sammlung – Learnings und Potentiale
J. Neumair, A. Opelt & A. Arnberger *213*

Kreislaufwirtschaftliche Aspekte bei Elektroaltgeräten

Optimierte kommunale Erfassung von Elektroaltgeräten, Lithium-Jonen Akkus und Waren zur Wiederverwendung
M. Stadelmeyer & W.P. Bauer *219*

Assessing the Raw Material availability in the Circular Economy of Lithium-Ion Traction Batteries
M. Nippraschk, R. Dauer, D. Goldmann & C. Minke *225*

Biologische & Lebensmittelabfälle

Grenzen der getrennten Sammlung
W. Rogalski *231*

Gamechanger Bioabfall? Zusammensetzung, Einflussfaktoren und Potentiale
A. Happenhofer, P. Beigl, C. Zafiu, E. Binner & R. Ottner *239*

Verbesserung der Sammelqualität biogener Abfälle
J. Adam & M. Wellacher *243*

Pilotprojekte Smart Waste, Smart Waste+ und elektronisches Abfallwirtschaftskonzept – Bundesministerium für Landesverteidigung als Vorreiter
R. Fritzenwallner, G. Siller & O. Monod-Roider *249*

Anlagenoptimierung

Process Digitization in Waste Management - An Operational Way of Breaking the Cycle
T. Kraffczyk *257*

Sortieranlage der Zukunft – Perspektive eines Anlagenbauers
B. Küppers, A. Ludes, C. Nordmann, J.C. Hernandez Parrodi & E. Pfund *259*

OBOMa - eine Software zur Betriebsoptimierung von Müllverbrennungsanlagen
J. Fellner, S. Dworak & T. Schwarzböck *265*

Innovativer Ansatz für einen optimierten EBS-Einsatz in Zementwerken
F. Frühauf & J. Secklehner *273*

Smart Waste Collection

Digi-Cycle: Jeder (Sammel)beitrag zählt
M. Heigl & F. Badura *277*

Kundenorientierung durch Digitalisierung & Nachhaltigkeit - Erfahrungsberichte kommunaler Betriebe
H.-J. Dornbusch *283*

Deep Learning & Co. in der Sortiertechnik

XRT zur Sortierung von Leiterplatten für das Recycling mit Hilfe maschinellen Lernens
M. Firsching, S. Rüger, W. Benner, M. Vogelgesang, J. Leisner & A. Ennen *287*

Sensorgestützte Charakterisierung von Bauschutt bei hohen Belegungsdichten mittels Deep Learning
F. Kronenwett, G. Maier, N. Leiss, R. Gruna, V. Thome & T. Längle *293*

Spezielle Sensorsortierung

Schließung von Stoffkreisläufen durch Separation von Kupferlegierungen mittels Röntgenfluoreszenz-Sortiersystemen
M. Kölking, S. Heinrichs, M. van der Fels, N. Schmalbein & S. Flamme *299*

Pushing the limits of refractory recycling by advanced laser characterisation
A. Leitner, S. Königshofer, St. Heid, V. Mörkens & J. Makowe *305*

Kunststoffe und andere Materialien simultan durch Fluoreszenz-Tracer, NIR und Künstlicher Intelligenz detektieren und sortieren
J. Moesslein, A. Treick & L. Watschke *307*

Foliensortierung

Post-Consumer Kunststofffolienrecycling – Entwicklung einer feingutreduzierten Zerkleinerungstechnologie
S. Möllnitz & S. Scheiflinger-Ehrenwerth *313*

Verbesserte Trennung von Mehr- und Einschichtfolien mittels Nahinfrarotspektroskopie
G. Koinig *317*

Partikel Charakterisierung und Sortierung

ReWaste4.0 und ReWaste F: Entwicklung des Recyclingindex für Ersatzbrennstoffe zum internationalen Standard
R. Sarc & S.A. Viczek *323*

Digitalisation of Refuse Sorting with Image Recognition and Time Series Analysis
H. Gursch, S. Körner, F. Thaler, G. Waltner, H. Ganster, A. Rinnhofer, Ch. Oberwinkler, R. Meisenbichler, H. Bischof & R. Kern *327*

Innovative Sortieransätze – Mensch und Maschine in der Abfalltechnik
V. Arzberger & H. Pfeiffer *333*

Smart Waste Factory

Der AEROSELECTOR – Windsichtung, Ballistik und Siebung in nur einem Aggregat
B. Strommer & H. Tröbinger *337*

Digitale Materialstromcharakterisierung und Data Alignment in mechanischen Abfallbehandlungsanlagen
L. Kandlbauer, K. Khodier & R. Sarc *341*

Sensor-based Sorting & Control

Optimierte Sortierung von Leichtverpackungsabfällen durch ein intelligentes Stoffstrommanagement
N. Kroell, X. Chen, C. Nordmann, E. Pfund, J. Lorenzo, T. Dietl, A. Maghmoumi, B. Küppers, A. Feil & K. Greiff *347*

Implementierung von Sensor-based Material flow Monitoring in einer Kunststoffsortieranlage
S. Schloegl, J. Kamleitner, N. Kroell & X. Chen *353*

Effizienzsteigerung in der sensorgestützten Sortierung
K. Friedrich, V. Spiess, R. Pomberger & D. Vollprecht *359*

Automatisierte Sortierung von Restmüll – Erhebung von Wertstoffströmen an einer großtechnischen Anlage
D. Blasenbauer, A-M. Lipp & J. Lederer *365*

Sortiertechnologien

SORT FLUID – Entwicklung und Einsatzmöglichkeiten eines trockenen Dichtesortier-verfahrens
G. Doninger *371*

Potential der Sortierung von Kunststoffen aus Siedlungsabfall vor der Müllverbrennung
L. Höflechner *377*

Lithium-Ionen-Batterien

Oxide-based lithium solid-state batteries from a recycling perspective
K. Schneider & D. Goldmann *381*

FuLIBatteR – Future Lithium-Ion Battery Recycling for Recovery of Critical Raw Materials
B. Rutrecht, T. Nigl & J. Rieger *387*

Interrelationships between pre-processing and subsequent procedures in the recycling of LIBs
E. Gerold, A. Anbauer, A. Kügele, K. Ebenauer & H. Antrekowitsch *393*

Entwicklung eines pyrometallurgischen Prozesses zur Wertmetallrückgewinnung aus Li-Ionen-Batterien
A. Holzer, L. Wiszniewski, S. Windisch-Kern & H. Raupenstrauch *401*

Recycling spezieller Abfallströme

The Use of Textile Waste for Fibre-Reinforced Geopolymer Composite Production
M. Ambrus & G. Mucsi *407*

Recycling von Textilmischungen aus Cellulose / PET
P. Kählig, W. Ipsmiller & A. Bartl *413*

Ermittlung des Marktbedarfes für recyclierte Textilfasern in der EU
E. Boschmeier, W. Ipsmiller & A. Bartl *415*

Metallrecycling

How will tramp elements affect future steel recycling in Europe?
S. Dworak & J. Fellner *419*

Sustainability & Circular Economy at voestalpine High Performance Metals Division
J.I.R. Müller, F.R. Eder & P.E. Horner *425*

Elektroaltgeräte

Neue wissenschaftliche Untersuchung zum Stand der Altlampenbehandlung in Deutschland
R. Brüning & J. Wolf *431*

Fallstudie Kühlgeräterecycling
M. Heibeck & T. Mütze *437*

Recycling und Wiederverwendung von Photovoltaik-Modulen - Aktueller Stand und Herausforderungen
A. Ledersteger *441*

Abfallanalytik

Qualitative und quantitative Analyse von gemischten Kunststoffabfällen
P. Clemenz, M. Schäfer, M. Sturm & H. Schnettler *445*

Vergleich der Analysemethoden ICP-MS und XRF für die Analyse komplexer Abfall-proben – Fallbeispiel PCBs
A. Jandric, C. Zafiu, F. Part & S. Salhofer..... *449*

Verbrennung von PTFE zur Bewertung der Freisetzung polyfluorierter organischer Substanzen
H.-J. Gehrmann, M. Wexler, M. Hauser, K. Aleksandrov, H. Mätzing, D. Stapf & D. Pigeon *453*

Wasch- & Löseverfahren im Kunststoffrecycling

Odor Characterization of Post-Consumer PP Bottles after Different Washing Processes
T.G.A. Belé, M. Roosen, H.M. Loos, S. de Meester & A. Buettner *455*

Chemisches Recycling von Kunststoffen – Überblick und vielversprechende Ansätze
K. Carl & P.G. Quicker..... *461*

Raffinierte Lösung für ein vielschichtiges Problem
A. Rinderhofer, C. Murnig, A. Mäurer & F. Knappich..... *463*

Chemisches Recycling von Kunststoffen

Katalytische Depolymerisation von polyolefinhaltigen Kunststoffabfällen
D. Heymel, S. Schröter, T. Rothgänger & M. Seitz..... *471*

Die Zukunft des chemischen Recyclings und der thermischen Verwertung
G. Schmidt & R. von Goetze..... *477*

Kunststoffrezyklate

Recycling von Kunststoffbauprodukten
P. Weißhaupt, P. Bendix, H. Berg, J. Sebestyén, M. Ritthoff, L. Perschel, D. Eckert, R. Kocina & H. Achenbach *483*

Herausforderungen, Anforderungen und Chancen des Kunststoffverpackungsrecyclings im Kontext zur Erfüllung der festgelegten Verpackungsabfallquoten
A. Witschnigg, J. Roitner, S. Terkl & F. Rittmannsberger *489*

Mechanical and Thermal Characterization of Multiprocessed PHBs
P. Main & T. Lucyshyn *491*

Biomasse & Biogas

Stoffliche und energetische Verwertung biogener Rest- und Abfallstoffe als Beitrag zum Klimaschutz in Deutschland
M. Nelles & K. Deprie *495*

Mobilisierung der Biomassenutzung aus sekundären Rohstoffquellen in Thüringen – ThIWertBioMobil
C. Borowski, A. Ruff, E. Kraft, D. Gaeckle, A. Glimm, M. Pieplow & M. Miethlau *501*

Exploring techno-environmental pathways how urban biorefineries for organic waste valorization potentially contribute to the design of future urban bioeconomy systems with net-positive impact
J. Hildebrandt, M. Will & A. Bezama *507*

Kleinbiogasanlagen: Für eine circular economy mit kurzen Wegen und hochwertiger stofflicher Nutzung
M. Meirer *513*

Kompostierung

Biogener Anteil des Restabfalls als Co-Substrat auf Kläranlagen
A. Bockreis, A. do Carmo Precci Lopes & C. Ebner *515*

Kompostierbarkeit von abbaubaren Kunststoffen
Ch. Zafiu, E. Binner & M. Huber-Humer *517*

Der DeSort-Prozess: Ein neuentwickelter Aufbereitungsprozess zur technisch und wirtschaftlich optimierten Störstoffentfrachtung in Kompostieranlagen
G. Weingrill, J. Adam, M. Brechlmacher, M. Wellacher, R. Huber & R. Ellersdorfer *523*

Untersuchungen zur Hygienisierung von Fäkalien durch Kompostierung
E. Binner, P. Behnisch, Ch. Zafiu & M. Huber-Humer *529*

Geförderte Altlastenforschung (KPC)

Thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung – Innovationen zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit
M. Bittens & G. Beutle *537*

Development of physical-biological filters for groundwater remediation of tetrachlorethen and naphthalene
S. Leitner, F. Sobanski, C. Fernández, F. Riebl, T. Ugochukwu Ukwamedua, G. Soja, K. Keiblinger, G. Brunetti, C. Stumpp & A. Watzinger *543*

Unterstützung der mikrobiellen reduktiven Dechlorierung von Perchlorethen mit nullwertigem Eisen (ZVI) – Labor- und Feldversuche
T.G. Reichenauer, S. Spindler, L. Brunner, S. Primisser & R. Patek *547*

Kontaminierte Standorte

Großmaßstäbliche in-situ-Verfestigung – eine neue Möglichkeit in der Sanierungspraxis (ein Fallbeispiel)
R. Patek, K. Schitzenhofer & H.-P. Weiß *551*

In-Situ Sanierung im Festgestein und alpin geprägtem Environment – Techniken und Möglichkeiten
D. Ruech, G. Bures & L. Erpel *555*

Passive Dekontamination von PFC-Böden im Landschaftsbauwerk mittels Sorptionsmatte
S. Niewerth, L. Carbone & H. Lassnig *561*

PFAS im Altlastenbereich – Erfahrungen aus Europa und Österreich
G. Döberl *567*

Deponienachsorge

Nachhaltige Potenziale Deponiegas/Optimierung Gaserfassung/praktische Bestimmung Gaserfassungsgrad
J. Forsting, F. Otto & J. Kanitz *571*

Energetische Nachnutzung des Deponiestandortes der Massenabfalldeponie Klagenfurt Hörtendorf
J. Novak-Passegger, G. Bogensberger & U. Werzin *581*

Software-Tool zur Bewertung der Nachsorgekosten von Deponien
S. Holy, J. Fellner, D. Laner & M. Schuster *587*

Landfill Mining

Quantitative Deponiecharakterisierung: Petrophysikalisch gekoppelte Inversion komplementärer geophysikalischer Daten
M. Steiner, T. Katona, J. Fellner & A. Flores Orozco *595*

Ergebnisse einer Machbarkeitsstudie zum Rückbau von Deponien in Brandenburg
U. Stock, R. Leonhardt & E. Casals *601*

Bewertung von Sekundärrohstoffen auf Bergbauhalden am Beispiel Bleiberg, Kärnten
S. Dollinger, L. Marousek, S. Elmer, H. Nussbacher & F. Melcher *607*

MVA Rückstände - Erfahrungen aus der Schweiz

Genese von KVA-Flugaschen: Neue Einblicke mittels thermodynamischer Modellierung
M. Wolffers, D.A. Kulik, G.D. Miron, U. Eggenberger & S.V. Churakov *611*

Vergleich von verschiedenen Metallrückgewinnungstechnologien für MVA-Schlacken in der Schweiz
U. Eggenberger, M. Wolffers & G. Weibel *615*

SELFRAG-Technologie - der Schlüssel für die nächste Generation von Aufbereitungsanlagen für MVA-Schlacke
A. Glauser & A. Weh *619*

Aufbereitung von Rost- & Bettaschen

Optimierung der mineralischen Fraktion von Hausmüllverbrennungsaschen zur Nutzung in Betonprodukten
I. Vateva & D. Laner *623*

Flotative Kupferrückgewinnung aus Rostaschen der thermischen Abfallverwertung
S. Keber, M. Müller, T. Elwert & D. Goldmann *627*

Abtrennung, Charakterisierung und Verwertungsmöglichkeiten von Glas aus Bettaschen
J. Mühl, F. Feher, S. Skutan, G. Stockinger, G. Weingrill & J. Lederer *633*

Mechanische & thermische Behandlung metallurgischer Reststoffe

Aufbereitungstechnische Charakterisierung von Reststoffen der Stahlwerksindustrie
L. Marousek, H. Flachberger, C. Sorger & T. Griessacher *637*

Improving the dry magnetic separation of BOF-slag by applying an innovative pre-treatment process
S. Wölfelschneider, H. Schmid, M. Omran, M. Häuselmann, L. Gronen, A. Morillon, R. Pietruck & D. Adolphy *643*

“Spray-Slag” – Processing of liquid blast furnace slag
M. Peters, A. Weicht, L. Achelis, S. Evers, F. Hlawatsch, V. Uhlenwinkel, D. Ufermann-Wallmeier & U. Fritsching *649*

Thermochemische Behandlung metallurgischer Reststoffe

Development of an approximation model for the evaluation of slag treatment strategies
M. Häuselmann, J. Rieger, H. Schmid, S. Wölfelschneider, R. Pietruck, L. Gronen, A. Morillon & M. Omran *655*

Mineralische Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten
F.R. Steindl, K. Doschek-Held, J. Juhart, D. Wohlmuth & F. Mittermayr *659*

Modification of the sewage sludge ash P-mineralogy by thermo-chemical treatment with LF slags
L.H. Gronen, H-P. König, D. Algermissen, M. Gebser, K. Stephan, U. Siemann, P. Drissen & W. Krumm *665*

Tunnelausbruch & Beton

Mining the Future – Untersuchungen zur Tunnelausbruchverwertung am Beispiel des Future Circular Collider am CERN
E. Hauzinger, R. Galler & M. Benedikt *673*

Nachhaltigkeit im Erdbau – Zeitweise fließfähige selbstverdichtende Verfüllbaustoffe aus mineralischen Baurestmassen
M. Zeni, S. Huber & E. Birle *679*

Der Wertstoff Porenbeton-Bruch – Vorschlag für eine umfassende Verwertungsstrategie
F. Hlawatsch, H. Aycil, R. Küstermann, M. Peters, J. Küver, J. Kropp & D. Ufermann-Wallmeier *687*

Asbestfasern im Recyclingmaterial durch asbesthaltige Betonabstandhalter/Scheiben in Abbruchobjekten
A. Fürnkranz *693*

Gips & Mineralwolle

Rückführung von Gipsabfallstoffströmen - Identifizierung und Bewertung anfallender Gipsabfälle
S. Eichhorn, K. Schmidt & A. Ruff *699*

Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld – Auch eine Abfallgeschichte
T. Sattler, J. Daul, R. Galler & D. Vollprecht *705*

Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie
K. Doschek-Held, C. Mimra, T. Sattler & F.R. Steindl *711*

Der induktive Inline-Ofen für Recycling und Verwertung mineralischer Abfälle und Reststoffe
V. Bartashov, K. Grass & J. Sucker *717*

Kompetenz in ...

Geologische Dokumentation
und Beratung,
Kartierung,
Baugrunderkundung,
Bohrbetreuung,
Geologische Gutachten für
alle Planungsphasen,
Steinschlagsimulation (2D+3D),
Naturgefahrenbewertung, ...

Wasserwirtschaftliche
Beweissicherung,
Hydrogeologische Gutachten,
Planungen für
Trinkwasserver- und
Abwasserentsorgung,
wasserrechtliche Bauaufsicht,
Baustellenkoordination,
Erdwärmenutzung, ...

Abfall- und Aushubbeurteilung,
Schad- und Störstofferkundung,
Umwelttechnische
Bauüberwachung,
Verdachtsflächenerkundung,
Altlastensanierung,
Grundstücksbewertung,
Deponieplanung und -aufsicht,
Ausgangszustandsbericht gem.
Industrieemissionsrichtlinie,
Umweltverträglichkeitserklärung
(UVE), ...

G W U
Geologie - Wasser - Umwelt

GWU GEOLOGIE-WASSER-UMWELT GMBH
INGENIEURBÜRO FÜR GEOLOGIE,
KULTURTECHNIK UND WASSERWIRTSCHAFT

A-5020 Salzburg, Bayerhamerstraße 57 - Tel.: +43 (0)662 876360-0 - Fax.: +43 (0)662 876360-10 - eMail: office@gwu.at - http://www.gwu.at

Projekt: **Deponie Hettegger St. Veit i.P.**

Zur Verbesserung der Abdichtung der Deponie Hettegger ersetzte man die bestehende Abdeckung durch einen alternativen nach DVO zugelassenen Aufbau. Bei einer Reduzierung der Schichtstärke von 2,40 m auf ca. 1,30 m wurde die rechnerische Durchlässigkeit von $1x10^{-9}$ m/s auf $7x10^{-11}$ verringert.

Böschungsabdeckung

Weitere Infos: **HUESKER.de**

HUESKER
Ideen. Ingenieure. Innovationen.

Index English abstracts of plenary lectures

Collecting waste ecologically? How we prevent yesterday's solutions for tomorrow's problems!
A. Opelt..... *727*

Digital Waste - The waste that is overlooked!
S. Gaeth..... *728*

Index English abstracts of lectures

Legal aspects

Future of processing and recycling of end-of-life vehicles because of new European legal requirements
P. Hodecek *729*

Boundaries and Overlapping Between European Chemical- and Waste-Legislation and Impact on Waste Management
D.G. Breiner *730*

Quality Controlled Landfillgas Collection on the Base of the VDI Technical Guidelines
G. Rettenberger *731*

The new Austrian Standard B3151 – Changes and Challenges for Demolition
A. Ragossnig & K. Hartl *732*

Recyclability

Measuring of Circularity – Status Quo, Challenges, Perspectives
K. Greiff, W. Hagedorn & M. Hüsgen *733*

Circularity Assessment of Packaging with the Packaging Cockpit
M. Tacker *734*

How to quantify the recyclability of products
H. Rechberger, C. Roithner & O. Cencic *735*

Obstacles to achieve the Recycling Targets for Municipal wastes
Th. Pretz, A. Feil & K. Greiff *736*

Circular Economy

Vision Circular Economy 2050: Where does Styria stand?
I. Winter *737*

Nudging as a Means of Reducing the Use of Packaged Foods in Supermarkets
U. Gelbmann & A. Kolb *738*

Systemic mistakes in the value chain
W.P. Bauer *739*

Circular Business Models

Paradigm Shift in the plastics industry: from linear to circular
A. Leitner *740*

The current state of the art in textile recycling
W. Ipsmiller & A. Bartl *741*

Does the Fast Fashion Business Model comply with the Circular Economy?
A. Bartl & W. Ipsmiller *742*

Sectoral differences in the circular economy implementation of Austrian manufacturing firms
J.-P. Schöggl, M. Rusch, L. Stumpf & R.J. Baumgartner *743*

End-of-Waste

End of Waste-Criteria: An essential contribution to a make our economy circular
T. Kasper *744*

From waste to product - encrusted bureaucracy as an "obstacle" to the circular economy?
M. Eisenberger & L. Schneeberger *745*

Mineral substitute building materials – treatment without (waste) end?
W. Klett *746*

Sustainability Assessment

Ecological assessment of closed loop recycling using PET as an example (Project PET2Pack)
W. Frühwirth, B. Brandt, M. Pfitzner, E. Jahn, K. Detter & V. Gabriel *747*

Bio-based FRP composites and their circularity potential: Options for environmental assessment
U. Kirschnick, H. Kern & R. Schledjewski *748*

Recycling of Lithium-Ion Batteries - Climate Mitigation, Resource Conservation and Economic Effects
I. Meyer & M. Sommer *749*

Littering

Producer Responsibility for single-use Plastic Products
W. Hauer *750*

Sources, types and flows of macro plastic pollution in and along the Danube River
J. Mayerhofer, S. Lenz & G. Obersteiner *751*

Basics to Charge Extended Producer Responsibility of Littering Collection Costs
M. Wellacher *752*

End-of-Life Vehicles

Examination of the processing of end - of - life railway towing vehicles
M. Dojcsák, S. Nagy & T. Csiszár *753*

Innovative Collection

Action-related factors on residual waste composition and waste collection rates in Austria
P. Beigl & A. Happenhofer *754*

CircularGraz – Status Quo measures for fulfilling the EU recycling targets in Graz
A. Loidl, M. Wellacher, K. Münzer, M. Ortner, C. Lindmayr & V. Königshofer *755*

Dynamic collection - learnings and potentials
J. Neumair, A. Opelt & A. Arnberger *756*

Circular Economy Aspects of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)

Optimized municipal collection of waste of electrical and electronic equipment, lithium-ion batteries and goods for reuse
M. Stadelmeyer & W.P. Bauer *757*

Assessing the Raw Material availability in the Circular Economy of Lithium-Ion Traction Batteries
M. Nippraschk, R. Dauer, D. Goldmann & C. Minke *758*

Biological & Food Waste

Limits of separate collection of waste
W. Rogalski *759*

Gamechanger biowaste? Composition, influencing factors and potentials
A. Happenhofer, P. Beigl, C. Zafiu, E. Binner & R. Ottner *760*

Improving the collection quality of biogenic waste
J. Adam & M. Wellacher *761*

Pilot Projects Smart Waste, Smart Waste+ and IT-based Waste Management System – Ministry of Defence as Role Model
R. Fritzenwallner, G. Siller & O. Monod-Roider *762*

Plant Optimization

Process Digitization in Waste Management - An Operational Way of Breaking the Cycle
T. Kraffczyk *763*

Sorting Plant of the Future – Perspective of a Plant Manufacturer
B. Küppers, A. Ludes, C. Nordmann, J.C. Hernandez Parrodi & E. Pfund *764*

OBOMa – a new Software for Optimizing the Operation of Waste-to-Energy plants
J. Fellner, S. Dworak & T. Schwarzböck *765*

A new approach to optimized use of RDF in cement works
F. Frühauf & J. Secklehner *766*

Smart Waste Collection

Digi-Cycle: Every input has an impact
M. Heigl & F. Badura *767*

Customer Orientation through Digitization & Sustainability - Field Reports from Municipal Operations
H.-J. Dornbusch *768*

Deep Learning & Co. in Sorting Technology

XRT for sorting of waste printed circuit boards for recycling using machine learning
M. Firsching, S. Rüger, W. Benner, M. Vogelgesang, J. Leisner & A. Ennen *769*

Sensor-based characterization of construction and demolition waste at high occupancy densities using Deep Learning
F. Kronenwett, G. Maier, N. Leiss, R. Gruna, V. Thome & T. Längle *770*

Special Sensor Sorting

Closing material cycles by separating copper alloys using X-ray fluorescence sorting systems
M. Koelking, S. Heinrichs, M. van der Fels, N. Schmalbein & S. Flamme *771*

Pushing the limits of refractory recycling by advanced laser characterisation
A. Leitner, S. Königshofer, St. Heid, V. Mörkens & J. Makowe *772*

Detect and sort plastics and other materials simultaneously by fluorescence tracer, NIR and artificial intelligence
J. Moesslein, A. Treick & L. Watschke *773*

Sorting of Plastic Foils

Post-Consumer Plastic Foil Recycling - Development of a Fine Material Reduced Shredding Technology
S. Möllnitz & S. Scheiflinger-Ehrenwerth *774*

Improved separation of multi- and single-layer films using near-infrared spectroscopy
G. Koinig *775*

Particle Characterization and Sorting

ReWaste4.0 and ReWaste F: Development of an international standard for the recycling-index of SRF
R. Sarc & S.A. Viczek *776*

Digitalisation of Refuse Sorting with Image Recognition and Time Series Analysis
H. Gursch, S. Körner, F. Thaler, G. Waltner, H. Ganster, A. Rinnhofer, Ch. Oberwinkler, R. Meisenbichler, H. Bischof & R. Kern *777*

Innovative Sorting Approaches - Man and Machine in Waste Technology
V. Arzberger & H. Pfeiffer *778*

Smart Waste Factory

The AEROSELECTOR – Windsifting, ballistic separation and screening in just one unit
B. Strommer & H. Tröbinger *779*

Digital Material Flow Characterization and Data Alignment in Mechanical Waste Treatment Plants
L. Kandlbauer, K. Khodier & R. Sarc *780*

Sensor-based Sorting & Control

Optimized sorting of light packaging waste through an intelligent material flow management
N. Kroell, X. Chen, C. Nordmann, B. Küppers, A. Feil & K. Greiff..... *781*

Implementation of sensor-based material flow monitoring in a plastic packaging sorting plant
S. Schloegl, J. Kamleitner, N. Kroell & X. Chen..... *782*

Effizienzsteigerung in der sensorgestützten Sortierung
K. Friedrich, V. Spiess, R. Pomberger & D. Vollprecht *783*

Automated municipal solid waste sorting – assessment of valuable material flows in an industrial scale sorting plant
D. Blasenbauer, A-M. Lipp & J. Lederer *784*

Sorting Technologies

SORT FLUID: Development and applications of a dry density separation process
G. Doninger *785*

Potential of sorting of plastics from municipal solid waste before incineration
L. Höflechner *786*

Lithium-Ion Batteries

Oxide-based lithium solid-state batteries from a recycling perspective
K. Schneider & D. Goldmann *787*

Project FuLIBatteR - Future Lithium-Ion Battery Recycling for Recovery of Critical Raw Materials
B. Rutrecht & J. Rieger *788*

Interrelationships between pre-processing and subsequent procedures in the recycling of LIBs
E. Gerold, A. Anbauer, A. Kügele, K. Ebenauer & H. Antrekowitsch *789*

Development of a pyrometallurgical process for valuable metal recovery from Li-ion batteries
A. Holzer, L. Wiszniewski, S. Windisch-Kern & H. Raupenstrauch *790*

Recycling of Special Waste Streams

The Use of Textile Waste for Fibre-Reinforced Geopolymer Composite Production
M. Ambrus & G. Mucsi *791*

Recycling of Cellulose / PET textile blends
P. Kählig, W. Ipsmiller & A. Bartl *792*

Identified market needs for recycled fibres
E. Boschmeier, W. Ipsmiller & A. Bartl *793*

Metal Recycling

How will tramp elements affect future steel recycling in Europe?
S. Dworak & J. Fellner *794*

Sustainability & Circular Economy at voestalpine High Performance Metals Division
J.I.R. Müller, F.R. Eder & P.E. Horner *795*

Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)

New scientific study on the status of waste lamp treatment in Germany
R. Brüning & J. Wolf *796*

Case study fridge recycling
M. Heibeck & T. Mütze *797*

Recycling and reuse of photovoltaic modules – actual situation and challenges
A. Ledersteger *798*

Waste Analytics

Qualitative and quantitative analysis of mixed plastic waste
P. Clemenz, M. Schäfer, M. Sturm & H. Schnettler *799*

Comparison of the analytical methods ICP-MS and XRF for the analysis of complex waste samples - case study PCBs
A. Jandric, C. Zafiu, F. Part & S. Salhofer..... *800*

Incineration of PTFE to evaluate the release of polyfluorinated organic substances
H.-J. Gehrmann, M. Wexler, M. Hauser, K. Aleksandrov, H. Mätzing, D. Stapf & D. Pigeon *801*

Washing & Dissolving Processes in Plastics Recycling

Odor Characterization of Post-Consumer PP Bottles after Different Washing Processes
T.G.A. Belé, M. Roosen, H.M. Loos, S. de Meester & A. Buettner *802*

Chemical Recycling of Plastics – Overview and Promising Approaches
K. Carl & P.G. Quicker..... *803*

Ingenious solution for a multilayered problem
A. Rinderhofer, C. Murnig, A. Mäurer & F. Knappich..... *804*

Chemical Recycling of Plastics

Catalytic depolymerization of polyolefin-containing plastic wastes
D. Heymel, S. Schröter, T. Rothgänger & M. Seitz..... *805*

The future of chemical recycling and thermal treatment
G. Schmidt & R. von Goetze..... *806*

Plastic Recyclates

Recycling of plastic construction products
P. Weißhaupt, P. Bendix, H. Berg, J. Sebestyén, M. Ritthoff, L. Perschel, D. Eckert, R. Kocina & H. Achenbach *807*

Challenges, requirements and opportunities of plastic packaging recycling in the context of meeting the set packaging waste quotas
A. Witschnigg, J. Roitner, S. Terkl & F. Rittmannsberger *808*

Mechanical and Thermal Characterization of Multiprocessed PHBs
P. Main & T. Lucyshyn..... *809*

Biomass & Biogas

Material and energetic utilisation of biogenic residues and waste as contribution to climate protection in Germany
M. Nelles & K. Deprie *810*

Mobilization of biomass use from secondary raw material sources in Thuringia – ThIWertBioMobil
C. Borowski, A. Ruff, E. Kraft, D. Gaeckle, A. Glimm, M. Pieplow & M. Miethlau *811*

Exploring techno-environmental pathways how urban biorefineries for organic waste valorization potentially contribute to the design of future urban bioeconomy systems with net-positive impact
J. Hildebrandt, M. Will & A. Bezama *812*

Small biogas plants: For a circular economy with short distances and high-quality material use
M. Meirer *813*

Composting

Biogenic ratio of residual waste as co-substrate at wastewater treatment plants
A. Bockreis, A. do Carmo Precci Lopes & C. Ebner *814*

Compostability of plastics
Ch. Zafiu, E. Binner & M. Huber-Humer *815*

The DeSort process: A newly developed treatment process for the technically and economically optimised removal of impurities in composting plants
G. Weingrill, J. Adam, M. Brechlmacher, M. Wellacher, R. Huber & R. Ellersdorfer *816*

Sanitisation of Faeces by Composting According to Austrian State of the Art
E. Binner, P. Behnisch, Ch. Zafiu & M. Huber-Humer *817*

Funded Research on Contaminated Sites (KPC)

Thermal Enhanced Soil Vapor Extraction – Innovations for Improved Performance
M. Bittens & G. Beutle *818*

Development of physical-biological filters for groundwater remediation of tetrachloroethene and naphthalene
S. Leitner, F. Sobanski, C. Fernández, T. Ugochukwu Ukwamedua, G. Soja, K. Keiblinger, C. Stumpp & A. Watzinger *819*

Stimulation of microbial reductive dichlorination of perchloroethene by zerovalent iron (ZVI) – lab- and field experiments
T.G. Reichenauer, S. Spindler, L. Brunner, S. Primisser & R. Patek *820*

Contaminated Sites

Large scale in-situ soil solidification – a new opportunity for remediation (a case study)
R. Patek, K. Schitzenhofer & H.-P. Weiß *821*

In-situ remediation in solid rock and alpine environments - Techniques and possibilities
D. Ruech, G. Bures & L. Erpel *822*

Containment and passive decontamination of PFAS soils in technical structures by means of sorption mat
S. Niewerth, L. Carbone & H. Lassnig *823*

PFAS at contaminated sites – experiences from Europe and Austria
G. Döberl *824*

Landfill Aftercare

Sustainable potentials in optimized gas collection and treatment of landfill gas-determination of gas collection efficiency in practice
J. Forsting, F. Otto & J. Kanitz *825*

Energetic subsequent use of the landfill site of Klagenfurt Hörtendorf landfill site
J. Novak-Passegger, G. Bogensberger & U. Werzin *826*

Software Tool for assessing the aftercare costs of landfills
S. Holy, J. Fellner, D. Laner & M. Schuster *827*

Landfill Mining

Quantitative characterization of landfills: Petrophysical joint inversion of complementary geophysical data
M. Steiner, T. Katona, J. Fellner & A. Flores Orozco *828*

Feasibility of landfill mining in Brandenburg state
U. Stock, R. Leonhardt & E. Casals *829*

Assessment of secondary raw materials from mine dumps on the example of Bleiberg, Carinthia
S. Dollinger, L. Marousek, S. Elmer, H. Nussbacher & F. Melcher *830*

Waste Incineration Residues – Experience from Switzerland

Genesis of MSWI fly ash: New insights using thermodynamic modeling
M. Wolffers, D.A. Kulik, G.D. Miron, U. Eggenberger & S.V. Churakov *831*

Comparative study on different metal recovery technologies for MSWI bottom ash in Switzerland
U. Eggenberger, M. Wolffers & G. Weibel *832*

SELFRAG technology - the key to the next generation of treatment plants for MSWI bottom ash
A. Glauser & A. Weh *833*

Preparation of Grate & Bed Ashes

Optimization of the mineral fraction of municipal waste incineration ash for use in concrete
I. Vateva & D. Laner *834*

Copper recovery from bottom ashes of thermal waste treatment by flotation
S. Keber, M. Müller, T. Elwert & D. Goldmann *835*

Removal, Characterization and Recycling Opportunities of Glass from Fluidized Bed Ashes from Waste Incineration Plants
J. Mühl, F. Feher, S. Skutan, G. Stockinger, G. Weingrill & J. Lederer *836*

Mechanical & Thermal Treatment of Metallurgical Residues

Characterisation and processing of residual materials from the steelwork industry
L. Marousek, H. Flachberger, C. Sorger & T. Griessacher *837*

Improving the dry magnetic separation of BOF-slag by applying an innovative pre-treatment process
S. Wölfelschneider, H. Schmid, M. Omran, M. Häuselmann, L. Gronen, A. Morillon, R. Pietruck & D. Adolphy *838*

„Spray-Slag“ – Processing of liquid blast furnace slag
M. Peters, A. Weicht, L. Achelis, S. Evers, F. Hlawatsch, V. Uhlenwinkel, D. Ufermann-Wallmeier & U. Fritsching *839*

Thermochemical Treatment of Metallurgical Residues

Development of an approximation model for the evaluation of slag treatment strategies
M. Häuselmann, J. Rieger, H. Schmid, S. Wölfelschneider, R. Pietruck, L. Gronen, A. Morillon & M. Omran *840*

Mineral residues and by-products upcycled into reactive binder components
F.R. Steindl, K. Doschek-Held, J. Juhart, D. Wohlmuth & F. Mittermayr *841*

Modification of the sewage sludge ash P-mineralogy by thermo-chemical treatment with LF slags
L.H. Gronen, H.-P. König, D. Algermissen, M. Gebser, K. Stephan, U. Siemann, P. Drissen & W. Krumm *842*

Tunnel Excavation & Concrete

Mining the Future – Investigations regarding the Reuse of Tunnel Excavation Material based on the Future Circular Collider at CERN
E. Hauzinger, R. Galler & M. Benedikt *843*

Sustainability in earthworks – Controlled low-strength materials from construction residues
M. Zeni, S. Huber & E. Birle *844*

The valuable material AAC – Proposal for a comprehensive recycling strategy
F. Hlawatsch, H. Aycil, R. Küstermann, M. Peters, J. Küver, J. Kropp & D. Ufermann-Wallmeier *845*

Asbestos fibres in recycling material caused by concrete spacers in demolished buildings
A. Fürnkranz *846*

Gypsum & Mineral Wool

Recirculation of gypsum waste streams - Identification and evaluation of accumulating gypsum wastes
S. Eichhorn, K. Schmidt & A. Ruff *847*

Backfilling in the Preinsfeld Mine - Also a History of Waste
T. Sattler, J. Daul, R. Galler & D. Vollprecht *848*

Recycling of rock wool as a binder component in the building materials industry
K. Doschek-Held, C. Mimra, T. Sattler & F.R. Steindl *849*

The inductively heated inline melting furnace for the recycling and valorisation of mineral waste and residues
V. Bartashov, K. Grass & J. Sucker *850*

Ingenieurdienstleistungen für Umweltschutz mit Mehrwert

www.umweltkonsulenten.at

Establishing closed material loops internally and with our customers is essential. That's how we ensure a sustainable supply security with key raw materials and improve our carbon footprint. Considering this, we have set ourselves the ambitious target of achieving a share of more than 90% scrap and secondary raw material in production by 2030.
For further information please contact Franz Eder, Lead of Circular Economy, franz.f.eder@voestalpine.com.

High Performance Metals Division
www.voestalpine.com/inspire

voestalpine
ONE STEP AHEAD.

Plenarvorträge

Ökologisch Abfall sammeln? So vermeiden wir Lösungen von gestern für die Probleme von morgen!

A. Opelt[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Dort wo heute mit traditionellen Mitteln die Vorgaben der EU zur Kreislaufwirtschaft ausreichend erfüllt werden können, erwarten uns in der Zukunft um einiges herausfordernde Ziele. Diese Probleme von morgen können in vielen Bereichen nicht mehr mit herkömmlichem Vorgehen gelöst werden. Gleichzeitig bringt eine starke Veränderung der Kommunikationskultur bei den unter 30-Jährigen bisherige Ansätze unter Zugzwang. Neue Technologien können aber für die Individualisierung und Optimierung aller Schritte der Wertschöpfungskette der Abfallsammlung Verbesserungen bringen. Ansätze und Beispiele zur Bewusstseinsbildung bei den Bürger:innen zur Verbesserung der getrennten Sammlung von Abfällen und zur Vermeidung von Littering, sowie Möglichkeiten zu einer nachhaltigeren dynamischen Tourenplanung, werden in diesem Artikel diskutiert, mit dem Ziel die Motivation der Verantwortlichen sich auf Neues einzulassen in Zukunft zu steigern.

1 MOTIVATION

Der ökologische Aspekt wird unter den Schlagworten Klimaschutz und Kreislaufwirtschaft, oder dem Versprechen Ressourcen zu sichern, von vielen Abfallwirtschaftsunternehmen als Kern ihrer Botschaft an den Kunden in den Vordergrund gestellt. Aber auch die Kunden – die Bürger:innen – nicht minder auch die Beauftragten für die Abfallwirtschaft – die Kommunen und Verbände – sehen die immense Relevanz der Ökologie in Bezug auf die Abfallwirtschaft. Laut einer kürzlich durchgeführten Umfrage halten österreichische Bürger:innen die getrennte Abfallsammlung als wichtigsten Beitrag zum Umweltschutz (Altstoff Recycling Austria AG, 2022). Das ist toll und auch ich sehe das als äußerst wichtig. Man muss jedoch die ökologischen Argumente all unserer Gewohnheiten und Tätigkeiten hinterfragen und verbessern. Wie so oft ist aber das Bekenntnis bzw. das Marketing stärker als das lieb gewonnene gewohnte Verhalten – in allen Bereichen des Lebens.

Bei der Abfallwirtschaft ist das nicht anders. So sagen wir zwar, dass wir den Abfall ökologischer sammeln wollen, aber wenn man das, was bereits möglich wäre, mit dem, was wir tatsächlich machen vergleicht, dann sind wir hier noch mit Potentialen gesegnet. So sind zum Beispiel noch immer ca. zwei Drittel des Inhalts unserer Restmülltonne verwertbarer Rohstoff (Technisches Büro für Umweltschutz Ges.m.b.H., 2019) und Abfalltouren werden seit Jahrzehnten in gleicher Form mit keinem relevanten technologischen Fortschritt gefahren – das heißt wir haben gleich viele Kilometer pro gesammeltem Kilogramm an Abfall!

In diesem Artikel möchte ich – bewusst aufrüttelnd und vielleicht etwas provokativ – konkrete Beispiele dazu geben, was heute und in naher Zukunft möglich ist und wo wir weiterhin im Bereich der Abfallsammlung im Gestern verharren. Dies ist nichts was die Abfallbranche speziell betrifft. Das Dilemma sich auf neue Technologien einzulassen ist überall immanent und Inhalt vieler Publikationen (vgl. Christensen, 1997).

2 DIE WERTSCHÖPFUNGSKETTE DER ABFALLSAMMLUNG

Für die weniger in der Abfallsammlung versierten Leser:innen soll dieses Kapitel eine Orientierungshilfe darstellen. In den folgenden Kapiteln wird jeweils ein Beispiel entlang dieser Wertschöpfungskette behandelt und die Übersicht hier hilft zur Erkennung der Logik des Zusammenhangs.

Die Wertschöpfungskette beinhaltet nämlich nicht nur die Entleerung des Abfallkübels, sondern fängt viel früher an und hat mehr Schritte, als man das als Laie vielleicht annimmt. Wir bleiben für diese Darstellung bei den Bürger:innen, aber eine ähnliche Wertschöpfungskette ist natürlich auch im Gewerbe zu beobachten.

1. Information zur Abfalltrennung und Bewusstseinsbildung erreicht den/die Bürger:in
2. Der Abfall fällt bei dem/der Bürger:in an
3. Der/Die Bürger:in fragt sich, wo dieser Abfall korrekterweise richtig entsorgt wird
4. Der/Die Bürger:in sammelt den Abfall getrennt in unterschiedlichen Behältern
5. Der Behälter wird am richtigen Tag bereitgestellt
6. Der Abfallentsorger kommt und kontrolliert die Qualität des Abfalls
7. Wenn diese Qualitätskontrolle ausreicht, wird der Behälter in das Sammelfahrzeug entleert
8. Das Sammelfahrzeug fährt die geplante Tour und wiederholt diesen Vorgang bis die Tour zu Ende ist
9. Das Abfallsammelfahrzeug fährt zur Verwertungsanlage

Das klingt zwar sehr klar und offensichtlich, aber im Folgenden werden diese Schritte – zumindest die meisten daraus – hinsichtlich dessen diskutiert, ob hier schon die ökologisch beste Lösung, die heute möglich ist, angewendet wird oder ob wir die gewohnten Lösungen von gestern weiterhin anwenden, was zur Folge hat, dass wir damit die Probleme von morgen nicht schnell genug lösen.

3 DIE PROBLEME VON MORGEN

Eines ist klar: Wenn es keinen externen Impuls gibt ist die Veränderung für uns Menschen generell nichts Einfaches. Bei essentiellen Herausforderungen wie dem Klimawandel gibt es aber genügend Impulse von außen die diese Verhaltensänderungen anregen. Alles was einen Beitrag zum Klimaschutz leisten kann ist umzusetzen und so haben wir auch in der Abfallwirtschaft – zum Glück – durch die Politiker:innen in der EU neue Ziele, die es zu erreichen gilt, erkannt. Vielleicht wäre die Bezeichnung „die Chancen von Morgen“ passender, aber jede Chance stellt sich im ersten Schritt oft als Problem dar, das es zu lösen gilt. Was sind nun diese Probleme von Morgen in der Abfallwirtschaft? Ein paar der Wichtigsten dieser Probleme sind:

- Höhere Recyclingquoten: Wir müssen es schaffen, dass wir mindestens doppelt so viele Rohstoffe im Kreis führen und aus der Abfallwirtschaft eine Kreislaufwirtschaft machen
- Weniger CO_2 Ausstoß im Verkehr: Auch die Kreislaufwirtschaft muss ihren Beitrag leisten, ständig den CO_2 Ausstoß bzw. Energiebedarf in der Sammlung von Abfällen zu verbessern
- Weniger Littering/Abfälle in der Natur: Alles ist zu tun, um die Abfälle in der Natur zu reduzieren und damit weniger Mikroplastik in die Böden und Meere einzubringen
- Personal: Nicht direkt aus dem Klimaschutz, aber aus der demografischen Entwicklung, werden wir morgen die oben genannten Probleme mit weniger Personal und kurzfristigeren Beschäftigungsverhältnissen lösen. Die Zeit in der sich Menschen für Jobs bei unseren Betrieben oder den Gemeinden/Verbänden angestellt haben und dann viel intrinsisches Wissen über Jahrzehnte an der gleichen Position entwickelt haben ist für die nächsten Jahre vorbei.

4 LÖSUNGEN VON GESTERN VS. JENEN VON MORGEN

Für die vielfältigen Probleme die wir lösen müssen sind lineare Verbesserungen unseres traditionellen Handelns oftmals zu wenig. In den folgenden Kapiteln gebe ich einen Eindruck wo eine frühe Beschäftigung mit neuen Lösungen unsere Kompetenz und die Geschwindigkeit der Verbesserung drastisch beschleunigen könnte.

4.1 Information & Bewusstseinsbildung

Wir haben in der Vermittlung der Wichtigkeit der Abfalltrennung und dem Bewusstsein darüber in den letzten Jahrzehnten viel erreicht. In der letzten Umfrage (Altstoff Recycling Austria AG, 2022) wurde bestätigt, dass der Großteil der Bürger:innen Bescheid weiß, wie der Abfall getrennt werden soll. Am meisten scheint laut dieser Umfrage aber die Gruppe der unter 30-Jährigen durch den Rost zu fallen. Im Gegensatz zur älteren Bevölkerung erreichen wir diese signifikant schlechter und schaffen es nicht, sie in gleichem Ausmaß für das Thema zu begeistern. Warum ist das so? Wir bedienen uns hier an bestehenden Lösungen die auf Kommunikationsmitteln basieren die zum Teil am Auslaufen sind. Leute unter 30 nutzen kaum noch Facebook, geschweige denn lesen sie die Gemeindezeitung oder die Tageszeitung in der Art wie wir das seit Jahrzehnten gewohnt waren.
Aber… wir haben Glück. Es gibt ganz neue Technologien und Kommunikationsmittel die in anderen Bereichen schon Einzug gefunden haben. Wir müssen nur diese Chance erkennen und viel mehr Fokus auf eine App-basierte, datenbasierte Kommunikation setzen. Ja, das bedeutet, dass wir, die wir diese Bewusstseinsbildung durchführen, dennoch traditionelle Wege weiter nutzen können, aber den absoluten Fokus auf neue Medien setzen müssen. Das ist herausfordernd, weil wir uns weiterbilden müssen, mehr Aufwand aufgrund der Vielfalt von Themen haben, aber gleichzeitig die Chance haben diese Lösungen von Morgen für eine nachhaltigere Zukunft zu nutzen.

Konkret kann ein digitaler Kanal zu den Bürger:innen aufgebaut werden. Nicht nur für die Kreislaufwirtschaft, sondern eingebettet in etwas Größeres – denn nur 30 Apps werden von Nutzer:innen überhaupt ernsthaft genutzt, gar nur 10 regelmäßig. Das, kombiniert mit dem Gedanken der Gamification, wird ganz neue Möglichkeiten schaffen.

Sie glauben das nicht? Ein konkretes Beispiel dafür ist die Daheim App, die wir nach Jahren des Experimentierens nun breit positionieren konnten. Ein Beispiel ist die Gemeinde St. Barbara im Mürztal, wo der Bürgermeister und die Gemeinde verstanden haben, dass man rund um so ein Tool auch neue Kompetenzen aufbauen muss. Dort hat die App aktuell 3.000 aktive Nutzer:innen – bei 6.500 Einwohnern – zu verzeichnen. Neben vielen anderen Themen können damit auch die Informationen und die Bewusstseinsbildung rund um die Kreislaufwirtschaft auf einem ganz neuen Kanal bespielt werden.

4.2 Weniger Littering & bessere Qualität der getrennten Sammlung

Trotz dem, dass die Bürger:innen informiert sind – was die Gruppe der über 30-Jährigen ja laut der zitierten Studie schon ist – scheint es zwischen Wissen und Handeln eine Kluft zu geben. Obwohl es allen so wichtig ist und Bürger:innen großteils Bescheid wissen, kämpfen wir noch immer mit Littering und einer verbesserungswürdigen Qualität der Restabfall- und Bioabfalltonne.

Hier gibt es ebenfalls die gleichen traditionellen Verfahren die uns zum Status quo gebracht haben, die uns aber gewiss keine massive Verbesserung in der Zukunft bescheren werden. So gibt es Kampagnen gegen Littering auf Plakaten und in Zeitungen. Auch bei der getrennten Sammlung, beispielsweise von kritischen Abfallströmen wie Lithium-Batterien, wird über Print-, Fernseh- und Radiokampagnen versucht eine Änderung zu erwirken. Das ist natürlich gut und richtig, aber leider für eine entscheidende Verbesserung bei der getrennten Sammlung in den jüngeren Generationen nicht ausreichend.

Fragen Sie einmal einen 17-Jährigen wie oft er die Zeitung liest (wirklich liest) oder wie oft er Fernsehen (nicht Netflix, das traditionelle Fernsehen) konsumiert, dann bekommen Sie einen Eindruck davon, wie wir mit Lösungen von gestern die Probleme von morgen lösen wollen. Diese Beispiele kann man beliebig fortsetzen, ein ganz Aktuelles ist die gegenwärtige Pfand-Diskussion in Österreich. Ja, Littering ist ein Problem, und ja, wir müssen etwas ganz Neues tun damit wir das in den Griff bekommen. Aber nun für hundert Millionen Euro traditionelle Rückgabeautomaten aufzustellen, die nur auf einen kleinen Bereich des Litteringproblems – nämlich die PET-Flaschen und Dosen – abzielen und jegliche innovative Ergänzung, die Technologien von heute bereits möglich machen würden, zu ignorieren, scheint in die gleiche Kerbe zu schlagen.

Auch hier gäbe es neue Möglichkeiten und Technologien. So könnte man durch direktes Feedback bei der Abfallsammlung zurück an den Haushalt - z.B. mit Produkten wie DeepScan oder SmartScan (SCANTEC GmbH, 2022) - moderne datengetriebene Kommunikation anstoßen, um individuelle Rückmeldungen zu generieren und Beratung gezielt einzusetzen. Genau so könnte man die jüngere Generation nicht nur für die getrennte Sammlung von Batterien, aber auch zur besseren getrennten Sammlung von vielen Verpackungen (nicht nur PET Flaschen und Dosen) mit einer App-gestützten Lösung als Ergänzung zu den Pfandautomaten ins Boot holen und eine Flexibilisierung für die notwendige drastische Veränderung erzielen. Hier gibt es bereits Technologien am Markt (vgl. digi-Cycle GmbH, 2022; Reverse Logistics GmbH, 2022). Jedoch muss man auch hier die Verantwortlichen dazu motivieren mutig neue Wege zu beschreiten, denn durch die Optimierung traditioneller Lösungen werden wir keine großen Sprünge mehr machen.

4.3 Effizientere Sammellogistik für diese getrennten Abfälle

Viele der bisherigen Punkte betreffen die Veränderung des Verhaltens der Bürger:innen, aber auch dann, wenn der Abfall (möglichst in der richtigen Tonne) von Bürger:innen gesammelt wurde, gibt es Verbesserungspotentiale. Heute stellen Bürger:innen und Gewerbebetriebe ihre Abfalltonne in regelmäßigen Intervallen für die Abfuhr bereit. Der Abfallsammler hat – oft seit Jahrzehnten nur marginal veränderte – statische Touren eingeteilt und sammelt die Abfälle ein. Das heißt, dass ein Abfallkübel der sehr abseits – z.B. bei einer 2 Kilometer weiten Stichstraße – steht und zu einem Wochenendhaus gehört, oder eine zentrale Glassammelstelle darstellt, genauso regelmäßig angefahren wird, wie jeder andere Behälter. So bezahlt der Gewerbebetrieb die Entleerung des Abfallbehälters auch in Zeiten mit weniger Abfallanfall - z.B. in der Urlaubszeit bzw. während des Betriebsurlaubs. Die Müllfahrzeuge ziehen ihre Kreise ohne die aktuellen Möglichkeiten von Digitalisierung und Technologie auszuschöpfen. Um hier Veränderung herbeizuführen muss das Problem von unterschiedlichen Seiten angepackt werden. Es beginnt bei den Gebührengestaltungen, die wenig Flexibilität zulassen, und endet bei den Geschäftsmodellen, welche auch für halbleere Abfalltonnen einen Ertrag erwirtschaften.

Es sind der Wille und der Zug zur Veränderung, die in diesem Bereich mehr Dienstleistungsqualität mit einer gleichzeitig klimafreundlicheren Sammlung möglich machen würden.

Aktuell könnte beispielsweise jede/r Bürger:in über digitale Medien selbst rückmelden, ob die eigene Tonne evtl. aufgrund eines zu geringen Füllstands nicht auf die aktuelle Sammeltour muss, da die Bürger:innen ohnehin bereits digital erinnert werden nicht zu vergessen ihre Tonne raus zu stellen (vgl. Abbildung 1).

Dies sollte inzwischen schon standardmäßig möglich sein. Bei größeren Tonnen – z.B. dem 1.100 Liter Behälter im Gewerbe oder zentralen Glassammelstellen – ist Sensorik als Unterstützung verfügbar, genauso wie Vorhersage-Algorithmen. Diese individuellen Rückmeldungen (ob manuell oder per Sensor) und die Vorhersage können heute mit der verfügbaren Rechenleistung für immer neu zusammengestellte, optimierte und dynamische Touren genutzt werden. Damit können die gefahrenen Kilometer pro gesammeltem Kilogramm Abfall bei einer gleichzeitigen Erhöhung der Transparenz reduziert werden. Unabhängig von neuen elektro- oder wasserstoffbetriebenen Fahrzeugen ist eine Steigerung der Energieeffizienz in diesem Segment sinnvoll.

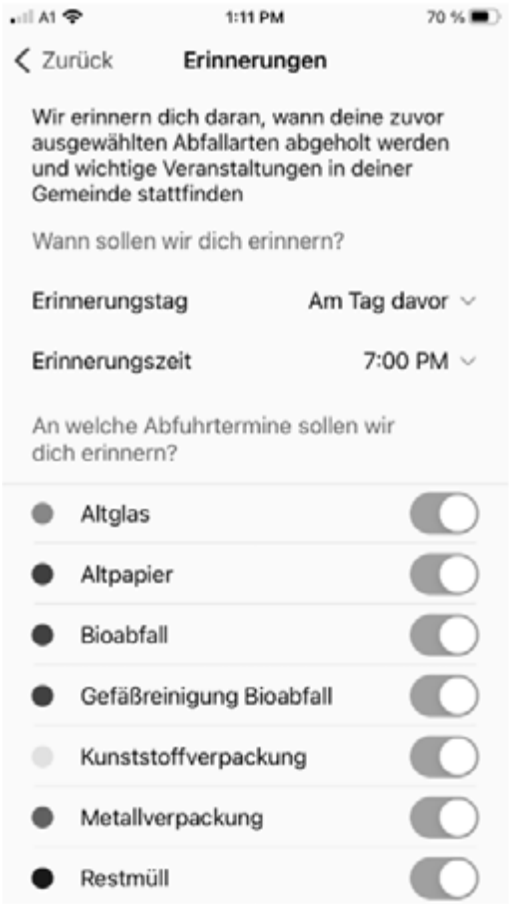


Abb. 1: Erinnerungsfunktion zur Abfallabholung (Screenshot aus der Daheim App, vgl. daheim-app.at)

4.4 Personal

Viele der bisherigen traditionellen Ansätze waren stark auf das Wissen und die Motivation des Personals ausgerichtet – seien es die Lader:innen, die mit roten und grünen Karten die Verantwortung über die optische Beurteilung der Mülltrennqualität haben, die Abfallberater:innen, die in Schulen und Kindergärten pädagogisch wertvolle Arbeit leisten, oder die Fahrer:innen des Abfallsammlers, die viel individuelles Wissen zu Kundenwünschen und Touren haben. Aber auch in anderen Bereichen, wie der Wartung und Reinigung der Pfandautomaten, ist eine Dienstleistung von jemandem durchzuführen. Die Veränderungen am Arbeitsmarkt werden dazu führen, dass wir diese Tätigkeiten gar nicht mehr selbst in der gewohnten Qualität durchführen können – unter der Annahme, dass wir „more of the same“ überhaupt für sinnvoll halten. Wir werden gezwungen sein alternative Wege zu beschreiten und wenn wir diese frühzeitig einschlagen können wir die Weichen stellen und die notwendigen Ziele erreichen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Entlang der gesamten Wertschöpfungskette der Abfallsammlung kann ökologischer gearbeitet werden, wenn man mutig neue Lösungen forciert, anstatt der – in der Abfallwirtschaft leider bemerkbaren – Ablehnung für neue Wege Raum zu geben. Beispiele für Erfolg gibt es in allen Bereichen, doch die breite Akzeptanz und Ausrollung gehen zu schleppend voran, als dass wir die Probleme von morgen für die Generationen von Morgen nachhaltig lösen könnten.

LITERATUR

Altstoff Recycling Austria AG (3. März 2022) *Presse: Aktuelles: Österreicher:innen verwenden zwölf Minuten pro Woche für Mülltrennung*. Von https://www.ara.at/news/oesterreicherinnen-verwenden-zwoelf-minuten-pro-woche-fuer-muelltrennung abgerufen.

Christensen, C. M. (1997) *The Innovator's Dilemma: When New Technologies Cause Great Firms to Fail.* Harvard Business School Publishing, Boston, Massachusetts.

daheim-app.at (2022) Verfügbar im GooglePlay und Apple App Store. Von https://daheim-app.at/ abgerufen.

digi-Cycle GmbH (2022) *Das digitale Info- und Incentivesystem für den Ressourcengewinn*. Von https://www.digi-cycle.at/ abgerufen.

Reverse Logistics GmbH (23. Februar 2022) *News: Ein neues Pfandsystem für Schottland*. Von https://rev-log.com/de/ein-neues-pfandsystem-fuer-schottland/ abgerufen

SCANTEC GmbH (2022) *Home | SCANTEC GmbH*. Von https://www.ecotec-scantec.com/ abgerufen.

Technisches Büro für Umweltschutz Ges.m.b.H. (2019) *Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/19.* Das Land Steiermark, Innsbruck. Von https://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/12737874_134974365/b3ad7d9f/Restm%C3%BCllanalysen%20Steiermark%202018_19%20Endbericht.pdf abgerufen.

Digital Waste – Der Abfall, der übersehen wird!

S. Gäth[1]
[1)] Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Digital Waste umschreibt die vielfältigen Formen der Inanspruchnahme unserer Umwelt durch die digitale Welt. Die unbegrenzt erfolgende digitale Speicherung von Dokumenten, Fotos und Videos in der Cloud und auf lokalen Datenträgern gleicht einer gewaltigen Digitaldeponie, die Energie zum Betrieb und zur Kühlung der Rechenzentren benötigt. Gleichsam fragmentieren Datenträger und werden unnutzbar. Der vorliegende Beitrag widmet sich einem Thema, das in der Wissenschaft noch nicht ausreichend beleuchtet wird, was auch mit der Intransparenz des Systems zu tun hat.

1 EINFÜHRUNG

Digital Waste ist ein Thema, das bislang nur wenig im Fokus der Wissenschaft und Forschung steht, so dass es an der Zeit ist, sich auf einer abfallwirtschaftlichen Konferenz mit diesem Thema zu beschäftigen. Hintergrund ist die zunehmende Digitalisierung unseres Lebens (Stichworte Social Media, Smart Home, autonomes Fahren u.v.m.) und Wirtschaftens (Stichwort Industrie 4.0)!
Eine allgemeingültige Definition zu Digital Waste gibt es bislang noch nicht. In diesem Beitrag geht es nicht um die Inhalte digitaler, so genannter sozialer Medien in Form von Fake-News und diskriminierender, Hass schürender Beiträge, die gleichsam „Müll“ sind. Vielmehr geht es um unsere Unbekümmertheit und die Intransparenz im Umgang mit der digitalen Welt!

Als Definition des gemeinsamen Begriffs „Digital Waste” ist jener Abfall zu verstehen, der in jeglicher Form digital anfällt. Dabei ist die einfachste Form der Papierkorb auf dem Bildschirm-PC, obgleich unter WINDOWS® oder MAC-IOS®. Hier fällt Abfall an, der sowohl mit den eigenen digitalen Geräten im privaten Gebrauch entsteht, als auch gewerblicher digitaler Abfall, sowie Datenabfall, der beim Konsum von Online-Medien durch Cloud Computing und Datendurchsatz anfällt. Ungenutzte Daten und Duplikate, die nicht gelöscht wurden, sowie ineffizient genutzter Speicherplatz, stellen weitere Formen von Digital Waste dar. – Eine digitale Abfall-Deponie, die Ressourcen bindet, Energie verschwendet und klimarelevant ist, vergleichbar mit unseren Abfalldeponien, die Flächen verbrauchen und Emissionen verursachen.

Digital Waste steht dabei in engem Zusammenhang mit dem Internet, sowie dessen Funktionsweisen und Nutzung durch den Menschen. Hinzukommt, dass die spezifischen Kosten für digitalen Speicherplatz in den letzten Jahren aufgrund technischen Fortschritts rapide gesunken sind. Während ein Gigabyte 1990 noch 103.880 US-$ gekostet haben, waren es 2013 5,50 US-$ (Statistic Brain Institute, 2015).

Digital Waste ist in den letzten Jahrzehnten mit der Speicherung von Daten im Internet über das so genannte Cloud-Angebote exponentiell gestiegen und gewinnt damit immer mehr an Bedeutung (Schmidt 2010). Die gesamte Informations- und Kommunikationstechnik ist bereits weltweit für zwei Prozent der CO_2-Emissionen verantwortlich. In der Klimabilanz liegen sie gleichauf mit Flugverkehr und werden daher als das aktuellste Problem der Klimakrise gesehen (Landesschau Rheinland-Pfalz 2020). Experten rechnen damit, dass bis 2025 weltweit rund 175 Zettabyte, was 10^{21} Bytes an Daten entspricht, gespeichert werden (SERVER lesen, 2021). Wie groß der Anteil an Digital Waste bzw. digital geschaffener Deponien daran ist, bleibt offen. Schließlich speichern auch wir unsere Dokumente, Fotos, Videos u.ä. parallel auf verschiedenen Medien ab.

Die Anzahl der Internetnutzer steigt weltweit und damit verbunden auch die Datenmengen sowie der Digital Waste. Während 2005 16,8% der Weltbevölkerung das Internet nutzten, waren es

2018 schon 51,4% der Weltbevölkerung (statista, 2019). Bei einem nahezu linearen Anstieg innerhalb von 13 Jahren sind damit 34,6% der Weltbevölkerung zu Internetnutzern geworden. Es sind jedes Jahr durchschnittlich 2,7% hinzugekommen. Würde der Anstieg so bestehen bleiben, würde bereits 2036 die gesamte Weltbevölkerung das Internet nutzen. Die Folgen für die Umwelt sind bisher kaum abschätzbar. Noch nie war eine technologische Entwicklung so schnell und hat so tief in den Alltag hineingewirkt (Lange und Santarius 2018, S. 7).

Die Komplexität zeigt eine Studie der Organisation „The Shift Project". Die Organisation hat den ökologischen Fußabdruck der Informations- und Kommunikationstechnologie-Branche zu messen versucht. Sie kommt zum Ergebnis, dass die umweltpolitischen Folgen der digitalen Wirtschaft konstant unterschätzt werden. Grund dafür ist nicht nur die fortschreitende Miniaturisierung der Technologie, sondern auch die „Unsichtbarkeit" der verwendeten Infrastruktur, die durch die wachsenden Dienstleistungen der Cloud verstärkt wird. Das Cloud Computing sorge dafür, dass die physische Realität digitaler Technik noch schwieriger wahrnehmbar werde (Fuster 2019).

„Datensuffizienz" beschreibt das Design digitaler Anwendungen ohne Digital Waste (Lange und Santarius 2018, S. 153). Es geht bei der Suffizienz darum, das mittlere Maß für individuelle und globale Verantwortung zu finden. Bisher galt Suffizienz als individuelle Aufgabe und allein als persönliche Wertentscheidung. In Zukunft wird aber auch institutionelles Handeln benötigt (Lange et al. 2019, S. 112). Digitale Suffizienz beschreibt eine Digitalisierung, die positiv für die Umwelt ist und dem Leitsatz folgt**: „**So viel Digitalisierung wie nötig, so wenig wie möglich" (Lange et al. 2019, S. 113). Datensuffizienz bringt zugleich die zentrale Frage in die öffentliche Debatte, wie viel permanente Vernetzung und Datenverkehr nötig sind, um bestimmte gesellschaftliche und ökologische Ziele zu erreichen (Lange et al. 2019, S. 113–114). Mehr Datenverkehr erfordert mehr Serverkapazitäten und Infrastruktur der Informationstechnik, genauso wie einen höheren Strombedarf. Des Weiteren wird Software über die Jahre oft so weiterentwickelt, dass sie zunehmenden Datenverkehr hervorruft (Lange und Santarius 2018, S. 153).

Werden am Computer Daten gelöscht, erfolgt keine direkte Löschung, sondern zunächst nur eine Verschiebung in den Papierkorb. Ähnlich wie der analoge Papierkorb, werden im digitalen Papierkorb die gelöschten Daten gesammelt. Das hat den Zweck, das versehentlich gelöschte Dateien oder Daten, die doch noch benötigt werden, nicht direkt verloren sind, sondern ganz leicht wiederhergestellt werden können.
Bei der Verschiebung in den Papierkorb, nehmen die Daten noch immer Speicherplatz und Ressourcen ein und Dritte können noch auf die Daten zugreifen (Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik, 2021). Beim digitalen Papierkorb kann ebenso die Größe des Papierkorbs, die damit eingehende Menge an Daten, sowie der benötigte Speicherplatz, eingestellt werden. Wenn der analoge Papierkorb voll ist, ist es möglich, noch weiteren Abfall darauf zu stapeln oder den Abfall neben den Mülleimer zu legen. Beim digitalen Papierkorb ist das nicht möglich. Ist dieser voll, werden alle weiteren Daten automatisch endgültig gelöscht und sind vorerst nicht wiederherstellbar. Daher sollte der digitale Papierkorb regelmäßig durchschauen und geleert werden (IT-Service 24 Datenrettung 2021).
Wenn der digitale Papierkorb geleert wird, ist das vergleichbar mit Müllherunterbringen im analogen Raum, die Daten sind nun auch im digitalen Papierkorb scheinbar endgültig gelöscht. Allerdings kann eine Fachkraft, oft sogar lange nach der Löschung der Daten, diese wiederherstellen (IT-Service 24 Datenrettung 2021). Denn auch wenn der Speicherplatz freigeben wurde, können sich Daten noch als Kopie oder Teilkopie in anderen Ordnern und nicht zugriffsberechtigten Teilen des Computers befinden. Oder die Daten wurden nur mit anderen Daten überschrieben und die ursprünglichen Daten liegen darunter. Wenn Daten zu lange an demselben Speicherort gelegen haben, brennen sie sich in den Datenträger ein. Dadurch können auch keine anderen Daten an dieser Stelle gespeichert werden und der Datenträger bzw. Partien des Datenträgers werden unbrauchbar. Es gibt auch gesperrte und geschützte Speicherbereiche auf dem Computer, auf die Fachkräfte nicht zugreifen können, sondern ausschließlich die entsprechenden Softwarehersteller. Es kann ein weiteres Problem darstellen, dass Daten nicht direkt komplett gelöscht, sondern nur überschrieben werden. Wenn Daten komplett gelöscht werden sollen, empfiehlt es sich,

die Festplatte physisch zu zerstören. Sonst gibt es meist noch eine Möglichkeit die Daten wiederherzustellen (Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik, 2021).

Eine besondere Stellung bei Digital Waste hat der Speicherplatz der Cloud, nicht nur weil die Daten jedes Nutzers in mehreren Rechenzentren abgespeichert werden, um eine schnelle Nutzung von jedem Ort der Welt aus zu ermöglichen, sondern auch durch den entstehenden Datenverkehr. Cloud Computing wird deshalb in folgendem Kapitel ausführlich behandelt.

2 BEISPIELE DIGITALER DEPONIEN

2.1 Cloud Computing

Cloud Computing beschreibt den Vorgang, Daten nicht mehr auf dem eigenen Rechner zu speichern, sondern auszulagern in „Clouds" und deren Rechenleistung zu nutzen. Hierbei handelt es sich um Speicherplatz, der in Rechenzentren angemietet wird. Der Nutzen ist, die eigene Speicherkapazität zu erweitern, aber auch die Möglichkeit, über das Internet auf eigene Daten zuzugreifen (Landesschau Rheinland-Pfalz 2020). Ebenfalls können durch Cloud Computing webbasierte Software, wie E-Mail- oder Video-Konferenzdienste, abgerufen werden (Pagano und Krause 2019, S. 8). Dadurch kann der physische Datenträger scheinbar ersetzt werden (Schmidt 2010). Allerdings werden durch Cloud Computing große, gekühlte Serverzentren in Anspruch genommen und verlagern damit eigenen Speicherplatz, als auch Rechenleistung, zu den Anbietern der digitalen Dienstleistungen (Lange und Santarius 2018, S. 27).
Heiz- und Warmwasserenergie machen zusammen 85 Prozent des durchschnittlichen Energieverbrauchs eines Haushalts in Deutschland aus. Alle anderen elektronischen Geräte, inklusive Internetzugang, kommen zusammen auf lediglich etwa 15 Prozent (Coroama und Mattern 2019, S. 60). Dabei wird nicht beachtet, dass durch Cloud Computing ein großer Teil des Energieverbrauchs zu den Internetunternehmen verlagert wird. „Wäre das Internet ein Land hätte es den weltweit dritthöchsten Stromverbrauch" (Colaco et al. 2019). Es geht dabei nicht nur um den Strom, den der Kunde an seinem digitalen Endgerät zu Hause verbraucht. Es geht um den Strom für die gesamte Infrastruktur der großen Dienstleister im Internet wie etwa Google, Facebook oder Amazon. „Green IT“, das heißt das energieeffiziente Betreiben von Computern, ist ein Fortschritt (Zimmermann und Hügel 2019, S. 56), aber derzeit keine alleinige Lösung.

Meistens liegen bei Cloud-Diensten eine verteilte Infrastruktur und ein verteiltes Netzwerk zugrunde, das von den Kunden standardisiert genutzt werden kann. Das Management dieser Struktur ist meist zentral und wird durch den Anbieter bestimmt (Baun et al. 2011, S. 4–5). Kritik am Cloud Computing kann sowohl im Bereich des Datenschutzes geübt werden, als auch am Vendor-Lockin, der die Abhängigkeit von einem Anbieter beschreibt (Baun et al. 2011, S. 3). Es gibt mittlerweile verschiedene Anbieter von Cloud-Dienstleistungen und es existieren keine Standards, welche einen schnellen Wechsel des Anbieters ermöglichen würde (Baun et al. 2011, S. 2–3).

Bei der Foto-Cloud werden Emissionen dadurch produziert, dass Fotos über die Cloud gesichert und auf unterschiedlichen Geräten synchronisiert werden. Allein durch den Datenverkehr entsteht hierbei Digital Waste, aber auch durch das mehrfache Speichern auf den Geräten und der Cloud, um den schnellen Zugriff auf die Daten zu ermöglichen. Kürzlich hat sogar der zuständige deutsche Bundesminister für Digitales und Verkehr, Volker Wissing, plakativ dafür geworben, nicht jedes Essen zu fotografieren und ins Netz zu stellen.

Damit eine Google-Suchanfrage in Echtzeit beantwortet werden kann, muss das Unternehmen Rechenzentren am Laufen halten. Diese Rechenzentren laufen mit Strom und verursachen dadurch CO_2-Emissionen. Eine Google-Suchanfrage verbraucht 0,3 Wattstunden bzw. 3.333 Suchanfragen 1 kWh (Landesschau Rheinland-Pfalz 2020). Das ist für eine Suchanfrage so viel, wie eine 80 Watt Glühbirne benötigt, um 13,5 Sekunden lang Licht zu spenden. Dafür werden zunehmend mehr Speicherplatz und Serverzentren benötigt. Diese benötigen nicht nur Strom, sondern produzieren auch Abwärme und müssen mit Hilfe von Energie gekühlt werden.

2.2 Streaming

The Shift Project (2019) zeigt in Abbildung 1, dass 60% des globalen Datenverkehrs Online-Videos sind. Lediglich 20% des Datenverkehrs gehen nicht auf die Nutzung von Videos zurück, wie z.B. Webseiten, E-Mails, Messenger oder die Aufbewahrung von Fotos in Clouds. Weitere 20% stellen Videos dar, die nicht online verfügbar sind, wie z.B. Livestreams und Videokonferenzen. Die Online-Videos lassen sich nochmals unterteilen in 34% „Video on Demand", 27% „Pornography", 21% „Tubes" und 18% „Others". „Video on Demand" mit den führenden Anbietern Netflix und Amazon Prime stellt das Streamen von Filmen und Serien eines Anbieters dar. Die Menge an Videos ist begrenzt und das Angebot wechselnd. „Tubes" stellt das Streamen von Videos in unbegrenzter Anzahl durch private Anbieter über eine Art Social Media mit Schwerpunkt Videos dar. Marktführer mit 99% Marktmacht ist YouTube. „Pornography" mit den führenden Anbietern Pornhub, Youporn und X-Video können als Streaming-Art sowohl in Video on Demand als auch Tubes eingeordnet werden. Aufgrund der hohen Beliebtheit der Inhalte, wurden sie gesondert klassifiziert. Unter „Others" fallen alle Videos, die in Social Media zu finden sind und weitere Online-Videos, die nicht in die anderen Kategorien passen.

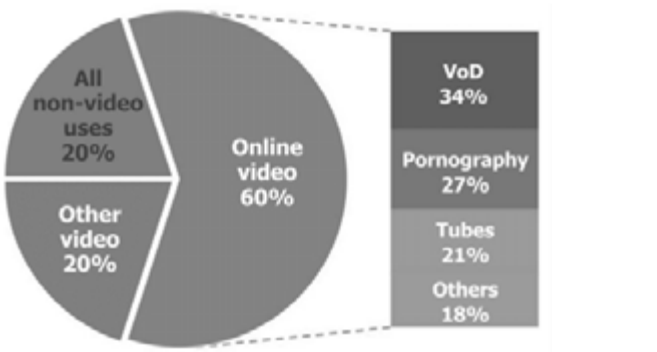


Abb. 1: Die Nutzung des weltweiten Datenverkehrs 2018 (The Shift Project 2019)

30 Minuten Streaming setzen dabei in etwa so viel CO_2 frei wie eine sechs Kilometer lange Autofahrt. Videos über das Internet zu transportieren, ist sehr energieintensiv, denn es handelt sich dabei um große Datenmengen mit hohen Übertragungsraten. Je hochauflösender das Bild, desto mehr Daten werden transportiert und umso höhere Rechenleistungen müssen die Server aufbringen. Damit steigt auch der Stromverbrauch. Zudem werden Streaming-Angebote individuell versendet. Zum Vergleich: Beim klassischen Fernsehen wird ein Signal gesendet, worauf sich mehrere Haushalte einschalten können. Beim Streaming wird jeder individuell zu unterschiedlichen Zeiten bedient. Große Anbieter betreiben deshalb weltweit Millionen von Rechnern, um Serien jederzeit abrufbar zu machen. In den USA machen Streamingdienstleister inzwischen mehr als 70 Prozent der Internetnutzung aus (Landesschau Rheinland-Pfalz 2020) und voraussichtlich wird die Datenmenge für Streaming in Zukunft steigen (Lange und Santarius 2018, S. 32).

Ein höheres Streaming-Aufkommen verbraucht mehr Energie. So wie der Strom nicht in der Steckdose entsteht, so entstehen Filme, Serien und Musik nicht zu Hause in eigenen Internet Routern. Die Video- und Musikdaten werden in physischen Datenzentren gespeichert und von dort aus übertragen. Jede Bewegung im Internet, jede Suchmaschinenanfrage und jede E-Mail wandert durch Datenzentren und ihre Server. Deren Energieverbrauch und Emissionsausstoß steigen jährlich und damit der Digital Waste in Form von globalem Datendurchsatz. Während dieser 2002 noch bei 100 Gigabyte pro Sekunde lag, geht eine Prognose für das Jahr 2021 von 106.000 Gigabyte pro Sekunde aus (Sühlmann-Faul 2019, S. 32).

Eine Möglichkeit, den Datenverkehr bei Streaming zu verringern, ist die Videos in niedrigerer Bildqualität oder in transformierter und komprimierter Form anzuschauen. Streaming kann aber nur dann nachhaltig sein, wenn sich der Konsum im Rahmen hält. Wie so oft ist die Begrenzung

des Konsums der wichtigste Faktor, mit dem Nachhaltigkeit steht oder fällt (Sühlmann-Faul 2019, S. 32).

2.3 Social Media

Der Konsum an Social Media ist in den letzten Jahren weltweit rasant gestiegen. Auch wenn die Nutzung der Medien sich verändert hat, so steht Eines fest: Der allgemeine Konsum und somit die Datenmenge wird immer mehr.
2020 waren 2,45 Milliarden Menschen auf Facebook aktiv, 1 Milliarde auf Instagram und 340 Millionen auf Twitter (Kludas et al. 2019, S. 121). Die Zahl der Social-Medianutzer steigt mit den Internetnutzern immer weiter an. Social Media laufen genauso über Cloud Computing wie Streaming auch. Sie nehmen zwar weniger Datenspeicher in Anspruch, da weniger Video- und Bildmaterial generiert wird, allerdings werden die Daten hier vom Nutzer selbst hochgeladen und selten gelöscht. Bei Social Media geht es um den Austausch und oft auch die Nachverfolgung über Jahre hinaus, weshalb laufend neuer Speicherplatz vorgehalten werden muss.

2.4 Software

Der Software kommt bei der Schaffung von Digital Waste eine besondere Rolle zu, da die Programme immer umfangreicher werden und auf den digitalen Speicherplatz der Endcomputer keine Rücksicht genommen wird. Vielmehr schaffen neue umfangreiche Programme Märkte für neue, leistungs- und speicherstärkere Hardware.

3 FAZIT

Digital Waste ist ein noch wenig erforschtes Thema und findet sich in vielen Bereichen wieder. Durch die Digitalisierung werden Daten, Speicher, Cloud-Computing und die damit in Anspruch genommenen Ressourcen immer häufiger und ausgiebiger genutzt. Menschen fällt es zunehmend schwerer, dem Konsum der digitalen Welt zu entfliehen oder diesen zu reduzieren, da das Internet in immer mehr Lebensbereiche einzieht und dabei digitale und analoge Welten ineinandergreifen (Frick und Rehak 2019, S. 89). Und die großen digitalen Internetunternehmen setzen nach wie vor auf Wachstum (Lange und Santarius 2018, S. 10).

Die Digitalisierung kann zwar zu Effizienzsteigerung führen, Rebound- und Backfire-Effekte setzen diese Effizienzgewinne häufig außer Kraft.

Der Weg zu einer nachhaltigen, digitalen Gesellschaft ohne Digital Waste ist noch nicht klar. Bestehenden Digital Waste aufzuspüren, zu reduzieren und zu eliminieren, als auch zukünftigen Digital Waste zu vermeiden, stellen dabei zentrale Punkte dar. Es benötigt dabei eine Diversität bei Onlinediensten, eine bessere Kontrolle über die Nutzung von Hardware und Software, eine Reduktion des Cloud-Computing und eine weniger ausgeprägte Nutzung von Daten (Vetter und Guenot 2019, S. 103), als auch die allgemeine Begrenzung des digitalen Konsums.

LITERATUR

Baun, Christian; Kunze, Marcel; Nimis, Jens; Tai, Stefan (2011): Cloud Computing. Webbasierte dynamische IT-Services. 2. Auflage. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik: Daten auf Festplatten richtig Löschen. Hg. v. Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik. Online verfügbar unter https://www.bsi.bund.de/DE/Themen/Verbraucherinnen-und-Verbraucher/Informationen-und-Empfehlungen/Cyber-Sicherheitsempfehlungen/Daten-sichern-verschluesseln-und-loeschen/Daten-endgueltig-loeschen/daten-endgueltig-loeschen_node.html, zuletzt geprüft am 31.03.2021.

Colaco, Irmela; Brischke, Lars-Avid; Pohl, Johanna (2019): <Smartes> Wohnen. Zum Beitrag vernetzer Haushalte für den Klima- und Ressourcenschutz. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 28–31.

Coroama, Vlad C.; Mattern, Friedemann (2019): Zielkonflikt zwischen Umwelt- und Datenschutz. Von der Möglichkeit, Daten preiszugeben, um die Umwelt zu retten. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 58–60.

Frick, Vivian; Rehak, Rainer (2019): Verkauftes Inernet. Zur sozial-ökologischen Gestaltung digitaler Räume. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 87–90.

Fuster, Thomas (2019): Streaming ist das neue Fliegen – wie der digitale Konsum das Klima belastet. Was digital ist, muss noch lange nicht grün sein. Die Umweltkosten der Informations- und Kommunikationstechnologie (ICT) werden zumeist unterschätzt. Ein wichtiger Treiber für einen rasch steigenden Stromverbrauch ist das Streaming von Videos. In: *Neue Züricher Zeitung*, 16.04.2019. Online verfügbar unter https://www.nzz.ch/wirtschaft/streaming-ist-das-neue-fliegen-wie-der-digitale-konsum-das-klima-schaedigt-ld.1474563, zuletzt geprüft am 19.07.2020.

IT-Service 24 Datenrettung (2021): Windows Papierkorb Definition & Begriffserklärung. Online verfügbar unter https://www.it-service24.com/lexikon/w/windows-papierkorb/, zuletzt aktualisiert am 05.03.2021, zuletzt geprüft am 10.03.2021.

Kludas, Santje; Pentzien, Jonas; Wolff, Clara; Piétron (2019): Alle Macht der Plattformen? Genossenschaften, Freie Software und die Möglichkeit einer sozial-ökologischen Plattformisierung. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 120–123.

Landesschau Rheinland-Pfalz (2020): In diesem Ausmaß verbraucht die Digitalisierung Energie. weltweiter Stromfresser. Hg. v. SWR. Online verfügbar unter https://www.swrfernsehen.de/landesschau-rp/gutzuwissen/stromfresser-digitalisierung-100.html, zuletzt aktualisiert am 21.01.2020, zuletzt geprüft am 25.05.2021.

Lange, Steffen; Sanatarius, Tilman; Zahrnt, Angelika (2019): Von der Effizienz zur digitalen Suffizienz. Warum schlanke Codes und eine reflektierte Nutzung unerlässlich sind. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 112–114.

Lange, Steffen; Santarius, Tilman (2018): Smarte grüne Welt? Digitalisierung zwischen Überwachung, Konsum und Nachhaltigkeit. München: oekom verlag.

Pagano, Donato; Krause, Gerd (2019): Umweltmanagement und Digitalisierung – Praktische Ansätze zur Verbesserung der Umweltleistung. Dressau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Schmidt, Stephan (2010): A Growing Digital Waste Cloud. In: *Our World*, 30.04.2010. Online verfügbar unter https://ourworld.unu.edu/en/a-growing-digital-waste-cloud, zuletzt geprüft am 19.07.2020.

SERVER-Lesen, 20221: https://www.server-lesen.de/streiflichter/die-geschichte-digitaler-speichermedien.html, Aufruf am 08.07.2022

statista (2019): Internetnutzung weltweit. Online verfügbar unter https://de-statista-com.ezproxy.uni-giessen.de/statistik/studie/id/6331/dokument/internet-weltweit-statista-dossier/, zuletzt geprüft am 25.05.2021.

Sühlmann-Faul, Felix (2019): Streaming heizt unserem Planeten ein. Die ökologischen Auswirkungen von Video-Streaming. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 32–33.

The Shift Project (2019): Climate crisis: The unsustainable use of online video. The practical case study of online video.

Ullrich, Stefan; Messerschmidt, Reinhard; Hilbig, Romy; Butollo, Florian; Serbanescu, Diana (2019): Entzauberung von IT-Systemen. Die Automatisierungsdemystifizierungsdiskursmaschine erklärt spielerisch Algorhythmen. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, S. 62–63.

Vetter, Andrea; Guenot, Nicolas (2019): Digital Konvival. Digitale Technologien für eine Postwachstumsgesellschaft. In: Anja Höfer und Vivian Frick (Hg.): Bits und Bäume. Digitalisierung nachhaltig gestalten. München: oekom, 100-101; 103-104.

Vorträge

Zukunft der Aufbereitung und Verwertung von Altfahrzeugen infolge neuer europarechtlicher Vorgaben

P. Hodecek[1]
[1)] Scholz Austria GmbH, EU-Angelegenheiten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Mit der Veröffentlichung des Europäischen „Green Deal“ hat die Europäische Kommission (EK) am 11. Dezember 2019 das mit Abstand umfassendste und weitreichendste umweltbezogene Strategiepaket seit Einführung des Themas „Umweltschutz“ im Primär- und Sekundärrecht der Union vorgelegt. Am 11. März 2020 hat die EK den neuen Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft angenommen. Dieser ist einer der wichtigsten Bausteine des Europäischen Grünen Deals, dessen Hauptziel die Erreichung der Klimaneutralität in der Europäischen Union (EU) bis zum Jahr 2050 ist. Darin kündigte die Kommission auch an, eine Überarbeitung der Vorschriften für Altfahrzeuge zwecks Steigerung der Recyclingeffizienz sowie Vorschriften für die ordnungsgemäße Behandlung von Altölen vorzuschlagen. Zentrales Element der neuen Regelungen betreffend Altfahrzeuge stellt die aus dem Jahr 2000 stammenden Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge dar. Die Kommission bereitet gegenwärtig eine umfassende Überarbeitung der Altfahrzeugerichtlinie vor, um die Reparierbarkeit, Sammlung, Wiederverwendung und Wiederverwertung von Altfahrzeugen zu steigern. Die neuen unionsrechtlichen Herausforderungen an die Verwertung von Altfahrzeugen werden möglicherweise auch neue Aufbereitungs- bzw. selektive Rückbaumaßnahmen bei der zukünftigen Autoverwertung erfordern.

Der Beitrag setzt auf den Stand der Diskussion im Juli 2022 auf.

1 EINLEITUNG

Die Richtlinie 2000/53/EG vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge (im Folgenden: Altfahrzeugerichtlinie; AFZ-RL) wurde seit ihrer Verabschiedung vor 20 Jahren nie wesentlich geändert. Die jüngsten Bestrebungen auf Unionsebene gehen nunmehr dahin, die bestehende Altfahrzeugerichtlinie gemeinsam mit der Richtlinie 2005/64/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Oktober 2005 über die Typgenehmigung für Kraftfahrzeuge hinsichtlich ihrer Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit dem geplanten Novellierungs- und Revisionsprozess zu unterwerfen.

Noch immer gehen auf Unionsebene zu viele Fahrzeuge dem Recycling und der Teileverwertung verloren bzw. sind gar nicht von den geltenden Rechtsnormen erfasst wie z.B. Lastkraftfahrzeuge oder Busse. Viele Altfahrzeuge werden weiterhin in das EU Ausland exportiert. Untersuchungen der UNEP und der niederländischen Regierung belegen, dass mehrere Millionen Stück Gebrauchtfahrzeuge in schlechtem Zustand (unterhalb der Abgasnorm Euro 4), mit hohem Alter (über 15 Jahre) und nicht straßentauglich überwiegend in afrikanische Staaten transportiert werden und dort zu erheblichen Emissionen und Unfällen beitragen. Die Exporte aus der EU machen (neben USA und Japan) dabei mit 54 % den größten Anteil aus (UNEP, 2020). Von insgesamt jährlich in der EU anfallenden rund 11 Millionen Stück Altfahrzeugen werden lediglich 6,9 Millionen Stück in der Union stillgelegt und ordnungsgemäß demontiert sowie verwertet (Eurostat, 2020).

Weitere Untersuchungen belegen, dass jährlich 3,4 bis 4,7 Millionen Stück in der EU außer Betrieb gesetzte (endgültig abgemeldete bzw. endgültig stillgelegte) Fahrzeuge „unbekannten Verbleibs“ sind (UBA, 2020). Daraus ergeben sich immense Verluste an Sekundärrohstoffen wie z.B. Eisen- und Buntmetalle sowie Kunststoffe und andere in Fahrzeugen verwendete Materialien für die europäische Industrie, welche durch teure und CO_2-intensive Primärrohstoffe substituiert werden müssen. Dies läuft den ambitionierten Kreislaufwirtschaftsbestrebungen der Union gänzlich entgegen.

Ein Export von Altfahrzeugen in Länder außerhalb der EU ist durch die Baseler Konvention seit vielen Jahren zwar verboten, dennoch gibt es an den Außengrenzen der Europäischen Union (EU) bzw. in den europäischen Containerterminals kaum Kontrollen solcher illegaler Abfallverbringungen. Hauptursache für diese illegalen Aktivitäten ist die nach wie vor im Unionsrecht fehlende Abgrenzung zwischen Gebrauchtfahrzeug (= kein Abfall) und Altfahrzeug (= Abfall). Diese grundlegende Unterscheidung fehlt in der Altfahrzeugrichtlinie der EU und stellt einen schweren Mangel dar, der in Österreich durch eine höchstrichterliche Entscheidung des Verwaltungsgerichtshofes mittlerweile behoben wurde, aber bedauerlicher Weise nur auf nationaler Ebene Rechtsgültigkeit hat.

2 GEPLANTE MASSNAHMEN

2.1 Erweiterte Produzentenverantwortung

Die Europäische Kommission hat mehrere Optionen zur Überarbeitung der Altfahrzeugerichtlinie vorgeschlagen. Im Gegensatz zu anderen abfallstromspezifischen Rechtsvorschriften der Union gibt es in der geltenden Altfahrzeugerichtlinie kein vollständiges System der sogenannten „erweiterten Herstellerverantwortung“ (Extended Producer Responsibility; EPR), was bedeutet, dass die Rolle der Automobilhersteller bei der Finanzierung der Kosten der Altfahrzeugbewirtschaftung bisher unklar war bzw. noch immer ist. Die neuen Regelungen betreffend Altfahrzeuge sehen im Entwurf vor, den Automobilherstellern mehr Verantwortung für ihre am Binnenmarkt in Verkehr gesetzten Fahrzeuge auch am Ende deren Lebensdauer zu überantworten.

Dazu ist ergänzend festzuhalten, dass gegenwärtig genehmigte Demontage- und Verwertungsunternehmen die Hauptlast der Kosten für das Recycling von Altfahrzeugen – nämlich 88 % aller end-of-life-Kosten – tragen, wie dies in der von der EK in Auftrag gegebenen Studie zur Unterstützung der Überarbeitung der bestehenden Altfahrzeugerichtlinie bestätigt wird (Trinomics, 2020). Daher ist es wichtig sicherzustellen, dass Systeme der erweiterten Produzentenverantwortung (EPR), die den Übergang zu Elektrofahrzeugen begleiten sollen, die gut funktionierenden Recyclingprozesse nicht negativ beeinflussen.

Bevor auf europäischer, nationaler oder regionaler Ebene eine Entscheidung über die Einrichtung eines EPR-Systems zur Verwaltung von Altfahrzeugen getroffen wird, müssen nationale Behörden zwingend eine Bewertung des wirtschaftlichen Gleichgewichts der bestehenden lokalen Altfahrzeugaktivitäten vornehmen. Andernfalls könnte es zu einer Desorganisation und Unausgewogenheit in der Rollenverteilung der verschiedenen Interessengruppen im Altfahrzeugemarkt kommen.

Das belgische EPR-System für Altfahrzeuge – FEBELAUTO – könnte ein mögliches Modell für ein kollektives System der erweiterten Herstellerverantwortung sein. Es organisiert den Markt effizient, ohne in das betriebliche, operative Recycling von Altfahrzeugen einzugreifen. Es ermöglicht auch eine angemessene Vertretung der Demontage- und Verwertungsbetriebe in seinen Organen, was zu einem gemeinsamen Verständnis zwischen dem EPR-System selbst und seinen Mitgliedern beigetragen hat.

Die Verknüpfung der Altfahrzeugerichtlinie mit den künftigen EU-Rechtsvorschriften für Batterien ist ebenso von entscheidender Bedeutung, um die Komplementarität des Recyclings von Batterien und ihre Verknüpfung mit anderen Fahrzeugteilen und -komponenten sicherzustellen.

2.2 Geltungsbereich

Schließlich ist eine bessere Kohärenz mit den EU-Rechtsvorschriften über die Zulassung von Fahrzeugen sowie über die Typgenehmigung von Fahrzeugen beabsichtigt, um den illegalen Export von Altfahrzeugen massiv einzuschränken. Konkret sind folgende maßgebliche Maßnahmen geplant:

- Weitere zusätzliche Verbote des Einsatzes gefährlicher Stoffe in der Fahrzeugproduktion
- Berichtspflichten für Erstausrüster (Fahrzeughersteller; OEMs) über die am Binnenmarkt in Verkehr gesetzten typengeprüften Neufahrzeuge folgender Fahrzeugklassen:
  - Fahrzeuge der Klasse L (leichte ein- und mehrspurige Kraftahrzeuge)
  - Fahrzeuge der Klasse M (Kraftfahrzeuge zur Personenbeförderung)
  - Fahrzeuge der Klasse N (Kraftfahrzeuge zur Güterbeförderung)
  - Fahrzeuge der Klasse O (Anhänger)
- Verpflichtende Vorbehandlung von Altkraftfahrzeugen der Klassen L, M, N und O in Demontagebetrieben
- Berichtspflichten für Mitgliedstaaten über die Behandlung und Verwertung von typengeprüften Altfahrzeugen der Klassen L, M, N und O nach deren endgültiger Stilllegung bzw. nach deren Außerbetriebssetzung

Gegenwärtig unterliegt ein großer Teil der vorhandenen Kraftfahrzeuge am EU-Markt – etwa 13 % - nicht dem Regelungsbereich der Altfahrzeugerichtlinie. Der insgesamte Bestand an Kraftfahrzeugen im Ausmaß von 282 Millionen Stück (ohne rund 18 Millionen Stück Anhänger) im europäischen Binnenmarkt stellte sich im Bezugsjahr 2020 folgendermaßen dar (ACEA, 2022):

- 224 Mio. Stk. Personenkraftwagen
- 22 Mio. Stk. Motorräder
- 6 Mio. Stk. Schwerlastwagen (> 3,5 Tonnen Gesamtgewicht)
- 0,7 Mio. Stk. Busse (> 5 Tonnen Gesamtgewicht)
- 29 Mio. Stk. leichte Nutzfahrzeuge und Kleinbusse (< 3,5 Tonnen Gesamtgewicht)

Tabelle 1 gibt einen Überblick über das Wertstoffpotential jener Fahrzeuggruppen, welche vom Geltungsbereich der bestehenden Altfahrzeugerichtlinie nicht umfasst sind (Baron et al., 2022a). Es wird deutlich, dass in diesen Fahrzeuggruppen inklusive Anhänger der Klasse O erhebliche Wertstoffreserven vorhanden sind, welche bisher einer stofflichen Verwertung nicht zugänglich waren bzw. sind.

Tab. 1: Fahrzeug-Materialzusammensetzung der Klassen L, M2, M3, N2 und N3 (Baron et al. 2022a)

	L-type approved [1] (93.6 kg)	Lorries [2] (5.1 tons)	Bus [3] (12 tons*)	
Steel	48.5 kg	3204.8 kg	49%	5.88 t
Aluminium	14.2 kg	152.3 kg	16%	1.87 t
Iron	0	400.0 kg	14%	1.72 t
Glass	0	159.1 kg	5%	0.55 t
Plastic	25.0 kg	728.5 kg	5%	0.62 t
Rubber	2.8 kg	280.7 kg	4%	0.46 t
Copper	1.3 kg	119.3 kg	1%	0.12 t
Other	1.5 kg	88.7 kg	6%	0.73 t

2.3 Kunststoffe

Vor dem Hintergrund der intensiven Diskussionen betreffend das Recycling und die Wiederverwendung von Kunststoffabfällen steht die Erhöhung des Einsatzes von rezyklierten Kunststoffen

in der Produktion von Neufahrzeugen ebenso im Mittelpunkt der Novellierung der Altfahrzeugerichtlinie.

Gegenwärtig stehen betreffend den zukünftig erhöhten Einsatz von Kunststoffrezyklaten bei der Produktion von Kraftfahrzeugen folgende vier Varianten zur Diskussion:

- Option 1: keine Veränderung („business as usual")
- Option 2: Unterstützung des Einsatzes von Rezyklaten auf freiwilliger Basis der Automobilindustrie („soft regulation", nicht rechtsverbindlich)
- Option 3: Verpflichtender Einsatzes von Rezyklaten durch die Automobilindustrie (rechtlich verbindliche Regelungen)
  - Option 3 a: Mittels verbindlicher Selbsterklärung der Verpflichtetenkreise
  - Option 3 b: Verbindliche Quoten auf niedrigem Niveau
- Option 4: Einsatz signifikanter Rezyklatmengen durch Automobilproduzenten mittels Verankerung von Mindestrezyklateinsatzquoten (rechtlich verbindliche Regelungen)
  - Option 4 a: 6 % in 2030, 10 % in 2035
  - Option 4 b: 15 % in 2030, 20 % in 2035
  - Option 4 c: 25 % in 2030, 30 % in 2035

In der europäischen Automobilindustrie werden jährlich 4,9 Millionen Tonnen Primärkunststoffe eingesetzt. Dies entspricht 9,6 % des gesamten Kunststoffverbrauches der EU. Jährlich werden in der Union rund 5 Millionen Tonnen Rezyklate aus Kunststoffabfällen hergestellt, welche zu 80 % wieder in Europa in der Produktion eingesetzt werden. Lediglich 3 % dieser Rezyklatmengen (ca. 120.000 Tonnen pro Jahr) werden in der Produktion von Neufahrzeugen verwendet (PlasticsEurope, 2020).

Jene 6,9 Millionen Stück Altfahrzeuge, welche jährlich innerhalb der EU endgültig stillgelegt und in rund 13.000 genehmigten Anlagen EU-weit verwertet werden, enthalten rund 1,5 Millionen Tonnen Fahrzeugteile und -komponenten bestehend aus bis zu 39 verschiedenen Kunststoffarten. Diese werden – zusammen mit allen anderen Kunststoffabfällen - nur zu 19 % rezykliert, 41 % werden thermisch verwertet und 40 % deponiert (PlasticsEurope, 2020).

3 ZU ERWARTENDE EINFLÜSSE AUF DIE RECYCLINGWIRTSCHAFT

Werden zukünftig auch Lastkraftfahrzeuge und Busse in den Geltungsbereich der neuen Altfahrzeugerichtlinie aufgenommen, so werden andere Demontage- und Aufbereitungsmethoden – insbesondere hinsichtlich der Zerkleinerung von Fahrzeugen bzw. deren Teile - notwendig. Sowohl Fahrzeugabmessungen als auch Fahrzeuggewichte unterscheiden sich deutlich von jenen Kraftfahrzeugen, welche gegenwärtig von der Altfahrzeugerichtlinie umfasst sind. Dies wird neue Herausforderungen an die innbetriebliche Lagerung und Manipulation sowie an den Umgang mit neuen Materialien bzw. gefährlichen Stoffen bedingen.

Entscheidenden Einfluss auf das zukünftige Recycling von Altfahrzeugen hat jedoch die Marktentwicklung von Fahrzeugen mit Elektroantrieb im europäischen Binnenmarkt: Wurden 2020 noch 1,4 Millionen Stück Elektrofahrzeuge europaweit neu zugelassen, soll diese Zahl im Jahr 2030 auf 7,3 Millionen Stück anwachsen – dies entspricht einem Zuwachs um 420 % in zehn Jahren.

Diese Marktveränderung wird sich auch deutlich auf die zukünftige Materialzusammensetzung von Kraftfahrzeugen auswirken. Folgende Verschiebungen werden erwartet (Baron et al., 2022b):

- Stahl: - 2 %
- Kupfer: + 46 %
- Gummi: - 13 %
- Glasfaserverstärkte Kunststoffe: - 45%
- Andere Materialien (z.B. Neodym): + 62 %

Am Beispiel des Seltenerdmetalls Neodym wird deutlich, wie sich die zukünftige Aufbereitung und Bauteileselektion von Altfahrzeugen verändern muss: 95 % der Elektrofahrzeuge heutiger Bauart verwenden Permanentmagnet-Motoren, welche meist aus Neodym bestehen. Pro Fahrzeug werden durchschnittlich 1,5 kg Neodym verbaut. Bei diesem Seltenerdmetall kontrolliert China derzeit rund 90 Prozent des Weltmarktes; sprunghafte Preisveränderungen sind ein Teil dieser Abhängigkeit.

Das recyclinggerechte Design von Kraftfahrzeugen, die Kenntnis darüber, wo, welche Materialien in welchen Bauteilen und in welcher Zusammensetzung verbaut sind und deren spezifischer und selektiver Rückbau inklusive globaler Vermarktung als neue Rohstoffe aus dem Recycling werden die Anforderungen an die Fahrzeughersteller, aber auch an die Demontage- und Verwertungsbetriebe am Ende der Lebensdauer elektrisch angetriebener Kraftfahrzeuge deutlich ansteigen lassen. Hinzu kommen unbedingt erforderliche Hochvoltkenntnisse, welche insbesondere bei der Manipulation von Unfallfahrzeugen von großer Wichtigkeit sind.

Neben der Erhöhung der Demontagetiefe bestimmter Fahrzeugkomponenten vor dem Shredderprozess sind neue Recyclingkapazitäten zu schaffen. Derzeit existieren beispielsweise EU-weit keine Verwertungsanlagen für Neodymmagnete.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ZUSAMMENFASSUNG

Der Großteil der Abfälle aus Altfahrzeugen besteht heute aus Eisen- und Nichteisenmetallen, wobei der Anteil an Kunststoff- und Elektronikabfällen aufgrund der zunehmenden Verwendung von Leichtbauwerkstoffen und Elektronik in Neuwagen steigt. Diese neuen Materialien und Komponenten stellen besondere Herausforderungen für ihre Rückgewinnung und ihr Recycling aus Altfahrzeugen dar. Die wachsende Zahl von Elektrofahrzeugen auf dem EU-Markt wird diesen Trend weiter verstärken und den Altfahrzeugsektor im Wege der Bauteile- und Restkarossenverwertung vor zahlreiche neue und erhebliche Herausforderungen stellen.

Die wichtigsten Forderungen der Recyclingwirtschaft an eine neue unionsweite Gesetzgebung betreffend Demontage und Verwertung von Altfahrzeugen sind:

- Europaweit einheitliche und harmonisierte Gesetzgebung auf der Rechtsgrundlage einer EU-Verordnung; dies erhöht die Rechtssicherheit und verringert Wettbewerbsverzerrungen. Unterschiedliche nationale Ansätze würden den Aufbau einer kosteneffizienten Kreislaufwirtschaft gefährden; des Weiteren wird mit dieser Rechtsetzungsform ein reibungsloses Funktionieren des Binnenmarktes gewährleistet
- Eindeutige und nachvollziehbare Unterscheidung zwischen einem Gebraucht- und einem Abfallfahrzeug nach dem Vorbild des diesbezüglichen Erkenntnisses des Österreichischen Verwaltungsgerichtshofes
- Schaffung von Anreizen, damit der Letzthalter eines endgültig stillgelegten Kraftfahrzeuges dieses einem zugelassenen Verwertungsbetrieb übergibt, welcher einen Verwertungsnachweis auszustellen hat
- Realisierung eines unionsweit einheitlichen Kraftfahrzeugeanmelde- und -abmeldesyst-ems inklusive der Errichtung eines gemeinsamen und europaweit einheitlichen und gültigen Fahrzeugregisters; in letzteres sind auch die Verwertungsnachweise zu integrieren
- Fahrzeugabmeldungen müssen durch Fahrzeuganmeldungen oder durch Verwertungsnachweise gematcht werden; andernfalls ist eine endgültige Abmeldung eines Kraftfahrzeuges nicht möglich
- Exporte von alten Fahrzeugen sind grundsätzlich an Straßen-, Verkehrs- und Betriebstauglichkeitsüberprüfungen (z.B. „Pickerl“-Test) durch dafür zugelassene Betriebe (z.B. Fachwerkstatt) bzw. dafür zugelassene Organisationen (z.B. ÖAMTC, ARBÖ) zu binden und mittels den vorhandenen Abgasemissionsnormen einzuschränken
- Besteuerung des Exports von älteren Fahrzeugen (je älter, desto höher die zu entrichtende Steuer)
- Fortlaufende Entrichtung der Versicherungssteuer durch den Letzthalter eines Kraftfahrzeuges, wenn ein Fahrzeug vorübergehend stillgelegt wird (bis zur neuerlichen Anmeldung)

- Verschärfte Maßnahmen gegen den illegalen Online- und Einzelhandel mit wertvollen Ersatzteilen wie z.B. Abgaskatalysatoren, Motoren, Getriebe und elektrische Antriebsbatterien
- Bei der Erwägung einer Ausweitung von EPR-Systemen auf den Abfallstrom Altfahrzeuge ist dem fairen Wettbewerb zwischen allen an Rückbau- und Aufbereitungstätigkeiten beteiligten Akteuren besondere Beachtung zu schenken. Entsprechend den Besonderheiten des Altfahrzeugemarktes muss die Wirksamkeit bestehender Verwertungsketten berücksichtigt werden
- Die Einführung von EPR-Systemen darf nicht zu einer Beeinträchtigung gut funktionierender und stark konsolidierter Altfahrzeugströme und -märkte führen. Wo effektive Beziehungen zwischen Fahrzeughersteller und Verwertungsbetrieben schon bestehen, müssen neue Anforderungen durch EPR-Systeme vermieden werden.

LITERATUR

Baron, Yifaat, Loew, Clara (2022a). ELV IA: Ensure a comprehensive coverage of the sustainable production and dismantling of all relevant vehicles by the ELV Directive (objective 1). Presentation for the Stakeholder Workshop on 24-25.03.2022. Öko-Institut e.V. & Mehlhart Consulting. Freiburg & Darmstadt, Deutschland

Baron, Yifaat, Kosinska-Terrade, Izabela, Loew, Clara, Melhart, Georg, Moch, Katja (2022b). ELV IA: Improve circularity in the design, production and end-of-life treatment of vehicles (objective 2). Presentation for the Stakeholder Workshop on 24-25.03.2022. Öko-Institut e.V. & Mehlhart Con-sulting. Freiburg & Darmstadt, Deutschland

European Automobile Manufacturers' Association - ACEA (2022). Vehicles in use in Europe 2022. Brüssel, Belgien

Eurostat (2020). End-of-life vehicles - reuse, recycling and recovery, totals. Brüssel, Belgien

PlasticsEurope (2020). Plastics - the Facts 2020. Brüssel, Belgien

Trinomics (2020). Supporting the Evaluation of the Directive 2000/53/EC on end-of-life vehicles; Final Report. Rotterdam, Niederlande

Umweltbundesamt (2020). Effectively tackling the issue of millions of vehicles with unknown whereabouts. Dessau-Roßlau, Deutschland

United Nations Environmental Programme (2020). Used vehicles and the environment. Nairobi, Kenia

Abgrenzung und Überlappung des europäischen Chemikalien- und Abfallrechts und Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft

D.G. Breiner[1]
[1)] IVB Industrievertretungen GmbH, Keutschach, Österreich

KURZFASSUNG: Nach der novellierten Abfallrahmenrichtlinie müssen Firmen seit 5. Jänner 2021, welche Erzeugnisse mit einem Gehalt über 0,1 % an SVHCs (Substances of Very High Concern) in Verkehr bringen, Informationen an die neue SCIP-Datenbank (Substances of Concern In articles as such or in complex objects (Products)) melden. Diese Informationen sind für Behörden, Konsumenten und die Abfallwirtschaft verfügbar. Im Sommer 2020 waren nur 30 % der österreichischen Abfallwirtschaft mit der SCIP-Datenbank vertraut. Die vorliegende Arbeit greift diesen Sachverhalt auf und stellt sie aktuellen Entwicklungen gegenüber. Die möglichen Auswirkungen der SCIP-Datenbank auf die österreichische Abfallwirtschaft sowie die Schnittstelle zwischen europäischem Chemikalienrecht und Abfallrecht werden analysiert und diskutiert.

1 EINLEITUNG

Als eine der sechs Prioritäten der Europäischen Kommission von der Leyen, wird der Grüne Deal als Strategie vermutlich unsere Zukunft maßgeblich prägen und beeinflussen. Zwei wichtige Bausteine dieser Strategie sind zum einen ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa und zum anderen die Chemikalien-Strategie für Nachhaltigkeit für eine schadstofffreie Umwelt (Europäische Kommision 2019), (European Commission 2020), (Europäische Kommission 2020a). Ein Blick auf diese beiden Titel eröffnet dem kreislaufwirtschaftlich interessierten Leser ein potentielles Spannungsfeld. Zum einen die wichtige Anforderung Schadstoffe zu minimieren, zeitgleich immer höhere Recyclingziele zu erreichen und dabei auch wettbewerbsfähig im Vergleich zu Primärrohstoffen zu sein, ist eine der großen Herausforderungen der Abfallwirtschaft. Hersteller von Sekundärrohstoffen sind sehr oft sowohl dem Chemikalien- als auch dem Abfallrecht unterworfen. Beide Rechtsbereiche entwickeln sich rasant und sind komplex miteinander verknüpft (Hodecek 2020), Friege et al. 2019).
Die Motivation für diesen Artikel und die zugrundeliegende Masterarbeit (Breiner 2021) ist die Einführung der SCIP-Datenbank im Jahr 2021(SCIP, Substances of Concern in Articles as such or In complex objects (Products)). Produzenten, Importeure oder Zulieferer, welche auf dem europäischen Markt einen Artikel mit einem Gehalt von mehr als 0,1 Massenprozent von einem besonders besorgniserregenden Stoff (SVHC, Substance of Very High Concern) der Kandidatenliste in Verkehr bringen, müssen ab 5. Jänner 2021 Informationen an die SCIP-Datenbank melden. Diese Verpflichtung beruht auf der Abfallrahmenrichtlinie mit dem Ziel die Menge an Abfall, welcher gefährliche Stoffe enthält, zu minimieren und deren Substitution zu fördern. Die in der SCIP-Datenbank enthaltenen Informationen sind für Abfallsammler, Behandler und Recycler vorgesehen, um SVHC-freie Recyclingströme sicherzustellen. Neben dem angestrebten Nutzen für die Abfallwirtschaft sollten die Informationen aber auch Behörden als Entscheidungsgrundlage dienen und dem Konsumenten dabei helfen bewusste Kaufentscheidungen zu treffen (ECHA, SCIP 2022).

1.1 Zielsetzung

Die wichtigsten Entwicklungen in der Abgrenzung vom europäischen Abfallrecht von dem europäischen Chemikalienrecht sowie überlappende Aspekte und die Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft sollten basierend auf den Ergebnissen von (Breiner 2021) beschrieben werden. Aufgrund der Aktualität wird ein besonderes Augenmerk auf die Ergebnisse einer Umfrage „Auswirkungen der SCIP-Datenbank auf die Abfallwirtschaft“ gelegt. Schließlich sollen geschäftsrelevante Erkenntnisse aus dem SCIP Datensatz diskutiert werden, die abfallwirtschaftlich tätige Unternehmen in ihrer Entscheidungsfindung und ihrem Handeln unterstützten.

2 METHODIK

Die Ergebnisse aus (Breiner 2021) werden aufgegriffen und aktuellen Entwicklungen gegenübergestellt. Dazu wurde eine Literaturrecherche durchgeführt unter Zuhilfenahme von einschlägigen Fachzeitschriften, Fachliteratur und Sichtung diverser offizieller online verfügbarer Materialien.
Die Umfrage mit dem Titel „Auswirkungen der SCIP-Datenbank auf die Abfallwirtschaft“ wurde zwischen dem 27.04.2020 und dem 08.07.2020 durchgeführt. Durch die Unterstützung von Herrn Kranzinger und dem ÖWAV (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband) wurde diese an die Mitglieder der Fachgruppe Abfallwirtschaft versandt. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik der Umfrage ist in (Breiner 2021) dargelegt.

3 ERGEBNISSE.

3.1 Risikobasierter Ansatz des Abfallrechts versus stoffbezogener Ansatz des Chemikalienrechts

Das Chemikalienrecht greift bei der Einstufung auf Gefährlichkeitsmerkmale zurück, während das Abfallrecht oft auf einer Risikobetrachtung basiert (Friege et al. 2019). Daher sind die Begriffe Gefahr und Risiko zu klären. Der REACH-Helpdesk (REACH, Registration, Evaluation, Restriction and Authorisation of Chemicals) definiert eine Gefahr als die Fähigkeit einer Substanz oder einer Situation, einen Schaden zu verursachen. Risiko ist nach der Definition der WHO (WHO,World Health Organization) die Wahrscheinlichkeit einer schädlichen Wirkung, die in einem Organismus, einem System oder einer Population bei Exposition mit einer Substanz oder Situation verursacht wird (REACH-Helpdesk 2020). Die Einstufung von Gemischen ist üblicherweise von der Einstufung der einzelnen Komponenten abhängig, unter Berücksichtigung von Grenzwerten, unter denen eine Komponente nicht für die Bewertung herangezogen wird. Bei einer geringeren Exposition wird somit das geringere Risiko in gewisser Weise berücksichtigt. Allerdings basiert die Einstufung nur auf gefahrenrelevanten Eigenschaften und bezieht andere Aspekte, wie beispielsweise die Bioverfügbarkeit, welche unteranderem von der Matrix, in der der Analyt gebunden ist, abhängig ist, nicht mit ein (Friege et al. 2019).
Aufgrund des heterogenen Charakters von einigen Abfallströmen wäre eine vollkommene Harmonisierung problematisch. Aufgrund dieser Heterogenität sind chemische Analysen sehr teuer und technisch nur schwer umsetzbar. Die Gefährlichkeitsmerkmale der vorhandenen Stoffe würdigen nicht die Tatsache, dass für die Bioverfügbarkeit eines Stoffes die Bindung in seiner Matrix relevant ist (Breiner 2021).

3.2 Auswirkungen des europäischen Chemikalienrechts auf die österreichische Abfallwirtschaft

Die Auswirkungen des europäischen Chemikalienrechts auf die Abfallwirtschaft ergeben sich einerseits durch Abfallwirtschafts-Betriebe, welche Tätigkeiten ausüben, die direkt durch das Chemikalienrecht wie beispielsweise REACH oder CLP (Classification, Labelling and Packaging of substances and mixtures) betroffen sind und andererseits indirekt dadurch, dass die abfallwirtschaftliche Gesetzgebung sich teilweise auf das Chemikalienrecht bezieht. Eine weitere indirekte Auswirkung ergibt sich in trivialer Wirkungsweise dadurch, dass sich das Chemikalienrecht langfristig auf das Vorhandensein diverser Stoffe im Abfall auswirkt (Friege et al. 2019), (Breiner 2021).

Abb. 1: Auswirkungen des europäischen Chemikalienrechts auf die Österreichische Abfallwirtschaft (Breiner 2021)

3.3 Mögliche Auswirkungen der SCIP-Datenbank auf die Österreichische Abfallwirtschaft

Seit 5. Jänner 2021müssen Firmen, welche Erzeugnisse mit einem Gehalt über 0,1 % an SVHCs in Verkehr bringen, Informationen an die SCIP-Datenbank melden. Diese Informationen sollten Konsumenten, der Abfallwirtschaft und Behörden zur Verfügung stehen. Die rechtliche Grundlage ist in der Abfallrahmenrichtlinie zu finden, welche mit der Novelle des ChemG am 22.12.2020 wie folgt in nationales Recht übernommen wurde:

„§ 79. Mit diesem Bundesgesetz ist Art. 9 Abs. 1 Buchstabe i in Verbindung mit Abs. 2 der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, ABl. Nr. L 312 vom 22.11.2008 S. 3, zuletzt geändert durch die Richtlinie (EU) 2018/851, ABl. Nr. L 150 vom 14.6.2018 S. 109 (Abfallrahmenrichtlinie), umgesetzt.“ (Chemikaliengesetz 1996).

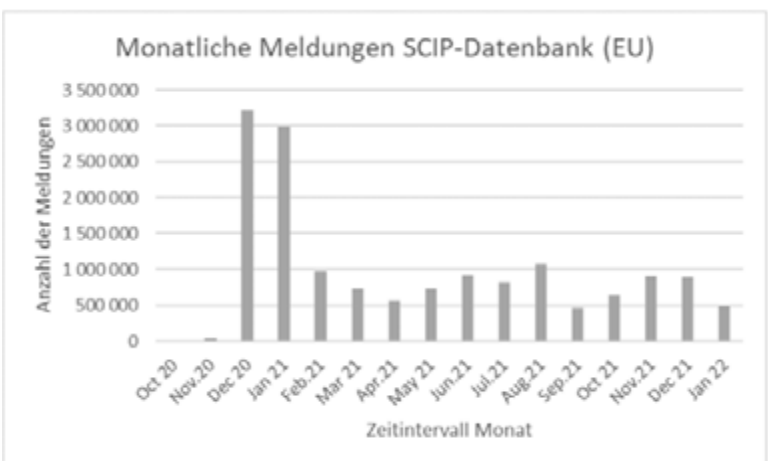


Abb. 2: Monatliche Meldungen SCIP-Datenbank (EU) (ECHA 2022a)

Innerhalb des ersten Jahres haben beinahe 7000 Europäische Unternehmen Informationen über SVHC gemeldet. Die meisten Meldungen 1861 wurden von deutschen Firmen gemacht. In Österreich meldeten im ersten Jahr 207 Firmen an die SCIP-Datenbank. Mit Stand 13.06.2022 waren 8.015.495 Artikel in der Datenbank abrufbar (ECHA 2022a)
Zentraler Teil der vorangegangenen Masterarbeit war die Umfrage zu den Auswirkungen der SCIP-Datenbank auf die österreichische Abfallwirtschaft. Nur 30 % der Befragten hatten zu diesem Zeitpunkt etwas von der SCIP-Datenbank gehört. Inwiefern die Daten aus der SCIP-

Datenbank einen Nutzen für die Abfallwirtschaft mit sich bringen, wurde dabei von den Umfrageteilnehmern widersprüchlich eingeschätzt. Ähnliche Ergebnisse auch bei der Frage, ob die SCIP-Datenbank helfen wird, die Recyclat-Ströme der Befragten SVHC-frei zu gestalten. Das Image eines Sekundärrohstoffes ist für dessen Vermarktungsmöglichkeiten von hoher Wichtigkeit und Recyclingströme werden oft wegen mangelnder Akzeptanz nicht verwendet (Kommission 2018). Über 70 % der Befragten schätzten ein, dass die SCIP-Datenbank positive Auswirkungen auf die Akzeptanz von Recyclat-Strömen haben wird. Laut Europäischer Chemikalienagentur (ECHA, European Chemicals Agency) sollte die Datenbank der Abfallwirtschaft helfen bestehende Verfahren zu verbessern und die Verwendung des Abfalls als Ressource zu fördern (ECHA, SCIP 2022). 82 % der Befragten gaben an, dass die Datenbank bei der Trennung von SVHC-haltigen Abfällen hilfreich sein könnte. Sie würde am nützlichsten bei der Demontage sein, mit 48 %, gefolgt von der Sortierung 38 %. Nur 14 % sahen die größte Unterstützung im Bereich der Sammlung. Abfallanalysen sind aufgrund der Heterogenität von Abfällen aufwendig und kostenintensiv. Den Gehalt an SVHCs zu kennen, kann aber notwendig sein, um zu entscheiden, ob ein Abfallstrom direkt einem Recycling, vorab gewissen Aufbereitungsschritten oder womöglich nicht einem Recycling zugeführt werden kann (Friege et al. 2019). Abfallstromspezifische Aussagen sind neben Artikel-Informationen genauso wichtig und sollten aus der Datenbank abrufbar sein (ECHA, SCIP 2022). 80 % der Umfrageteilnehmer gaben an, dass die SCIP-Datenbank bessere Aussagen über den Gehalt von SVHCs in Abfallströmen ermöglichen wird. Die meisten, nämlich 88 %, sprachen sich für eine Kennzeichnungspflicht, die Hinweise über die verwendeten Materialien in Produkten gibt, aus. Ein Beispiel bei dem eine Kennzeichnung ein effizienteres Recycling ermöglicht ist beispielsweise jenes der Lithium-Ionen-Batterien (Arnberger 2016). Auch die meisten Teilnehmer, nämlich 28, wünschen sich eine Kennzeichnung von Batterien. An zweiter Stelle wurden vier Kategorien genannt, Bekleidung, Chemische Erzeugnisse, Gummi- und Kunststoffwaren und Spielwaren, mit jeweils 24 Stimmen (Mehrfachnennungen waren möglich). Konsumenten sollten durch die Informationen der SCIP-Datenbank fundiertere Kaufentscheidungen treffen können. Denkbar sei eine Einführung des Slogan „SVHC-free“ sowohl für Produkte als auch für Recyclatströme (Wood 2019), (Breiner 2021). Von den Befragten erwarteten 64 % eine langfristige Veränderung der Abfallzusammensetzung durch die SCIP-Datenbank hin zu weniger SVHCs in gewissen Abfallströmen. Insbesondere wurden weniger SVHCs im Post-Consumer-Bereich erwartet. Besonders oft wurden Textilien, Hygieneartikel, Kunststoffe, Elektrogeräte, Möbel und Batterien erwähnt (Breiner 2021).

3.4 Informationsverlust während des Produktlebenszyklus

Viele für die Abfallwirtschaft nützliche Informationen, die am Lebensanfang eines Produktes bekannt sind, gehen im Laufe des Lebenszyklus verloren. Der Analyseaufwand bei Sekundärrohstoffen ist im Vergleich zu Primärrohstoffen oft höher (Breiner 2021). Auch wenn Informationen bis zum Lebensende konserviert werden und für jedermann verfügbar sind, bereitete die Zuordnung wie beispielsweise nun durch die SCIP-Datenbank gewisse Probleme. Beispielsweise bei Elektro- und Elektronikgeräte, welche einem Recycling zugeführt werden, kann nach Umschlag und Transport in Containern oft nur die Geräteart festgestellt werden. Die für die Suche in der SCIP-Datenbank notwendigen Informationen wie Baujahr und Hersteller jedoch nicht. (Kummer et al. 2021).

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Überschneidungen zwischen Chemikalien- und Abfallrecht sind komplex und vielseitig. Es kann zwischen direkten und indirekten Auswirkungen unterschieden werden. Mit direkten Auswirkungen sind Wirkungen gemeint, die sich dadurch ergeben, dass ein Betrieb das Abfallregime verlässt und damit beispielsweise REACH oder CLP unterliegt. Bei den indirekten Auswirkungen werden zwei Unterklassen identifiziert. Zum einen der Bezug von Abfallrecht auf das Chemikalienrecht und zum anderen die langfristige Änderung der Abfallzusammensetzung aufgrund lenkender Regelungen im Chemikalienrecht.
Der risikobasierte Ansatz des Abfallrechts unterscheidet sich grundlegend von jenem des stoffbezogenen des Chemikalienrechts. Einen solchen stoffbezogenen Ansatz für die Bewertung von

Abfällen heranzuziehen wäre in vielen Fällen nach Ansicht des Autors aufgrund des damit verbundenen kostenintensiven Analyseaufwands hinderlich und würde demnach auch die Wettbewerbsfähigkeit von Recyclaten dauerhaft schwächen.

Daher die Schlussfolgerung des Autors:

„Ja, Harmonisierung ist gut, aber nicht zu jedem Preis. Der oftmals heterogene Charakter von Abfällen muss durch einen risikobasierten Ansatz in der Abfallwirtschaft Berücksichtigung finden.“ (Breiner 2021).

Aus den Resultaten der zwischen 27.04.2020 und 08.09.2020 durchgeführten Umfrage kann nur ein unvollständiger Eindruck über die unter Experten vorherrschende Meinung gegeben werden. Die Umfrage kann keinen Anspruch auf Repräsentativität erheben, da unteranderem die Rücklaufquote als auch die Grundgesamtheit von befragungswerten Experten unbekannt ist. Erstaunlich wenigen war die SCIP-Datenbank zum Zeitpunkt der Umfrage bekannt. Der Nutzen wurde äußerst unterschiedlich bewertet. Viele der Befragten, über 70 %, glaubten, dass die Datenbank die Akzeptanz von Recyclat-Strömen eventuell erhöhen könnte, indem sie hilft nachzuweisen, dass die Input-Ströme SVHC-frei sind. Ein Großteil erwartet, dass die Datenbank bei der Trennung von SVHC-haltigen Abfällen hilfreich sein könnte. Aus persönlicher Ansicht des Autors, nachdem die Datenbank nun auch öffentlich zugänglich ist, erscheint die Verwendung der Daten in der Praxis äußerst schwierig. 80,43 % der Umfrageteilnehmer schätzen ein, dass es durch die SCIP-Datenbank möglich sein wird, bessere Aussagen über das Vorhandensein von SVHCs in Abfallströmen zu treffen. Über 60 % erwarten, dass die SCIP-Datenbank langfristig eine Veränderung in der Zusammensetzung von Abfallströmen hin zu weniger SVHC in gewissen Abfällen bewirken könnte. Eine große Mehrheit 88,37 % der Befragten gab an, dass eine Kennzeichnungspflicht, die Hinweise über die verwendeten Materialien in Produkten gibt, hilfreich wäre. Die Top 5 genannten Kategorien für eine Kennzeichnung sind demnach: Batterien, Bekleidung, chemische Erzeugnisse, Gummi- und Kunststoffwaren und Spielwaren.

Wie die Ergebnisse der Literaturrecherche zeigen, sind ein grundlegender Mangel an Informationen und die Heterogenität wesentliche Kostentreiber in der Analyse von Abfällen und Sekundärrohstoffen. Dem gegenüber steht eine direkte Konkurrenzsituation mit Primärrohstoffen. Instrumente wie beispielsweise die neue SCIP-Datenbank versuchen, diese Lücke zu schließen und die Abfallwirtschaft mit mehr Informationen zu versorgen.

Daher die persönliche Schlussfolgerung:

„*Eine gewisse Unwissenheit, die Heterogenität und ein Risiko zum Unbekannten wird in gewissen Abfallfraktionen immer mit der Abfallwirtschaft verbunden sein. Maßnahmen, die den Informationsinput der Abfallwirtschaft steigern, sind immer löblich, werden aber in vielen Bereichen nicht ausreichen, um eine Konkurrenzfähigkeit zu schaffen. Dazu werden auch weiterhin zusätzliche steuernde Instrumente benötigt, wie beispielsweise ein ALSAG*“ (Breiner 2021).

Informationen über Gifte, die keine SVHCs sind, über Werkstoffe und über sonstige Störstoffe fehlen naturgemäß in der SCIP-Datenbank. Die Einführung in der jetzigen Form stieß bereits auf massiven Widerstand von Seiten unterschiedlichster Interessenvertretungen. Es wurde hauptsächlich mit dem enormen Aufwand und der wirtschaftlich grundlegend angespannten Situation aufgrund der Covid-19 Pandemie argumentiert.

Daher die persönliche Schlussfolgerung des Autors:

„Wenn auch nicht für die gesamte Abfallwirtschaft, so ist ein positiv zu bewertender Informationsfluss an gewisse Akteure zu erwarten. Dies wird auch durch die Ergebnisse der Umfrage untermauert. Die Forderung nach einer Angabe, die auch sonstige Gifte, Wertstoffe und Störstoffe beinhaltet, wäre unter Betracht des damit verbundenen Aufwands wohl nicht zum heutigen

Zeitpunkt umsetzbar. Eine Erweiterung der Kennzeichnungspflicht wäre für ausgewählte Erzeugnisse durchaus zu begrüßen“ (Breiner 2021).

Ein solcher Informationsfluss ist prinzipiell ein Mehrwert, allerdings muss auch sichergestellt werden, dass die Daten in einer benutzerfreundlichen Art und Weise zugänglich gemacht werden. Weiters soll sichergestellt werden, dass Aussagen über Abfallströme möglich sind und eine Zuordnung des zu Abfall gewordenen Artikels zu den gespeicherten Daten möglich ist. Die Erfüllung dieser Forderungen könnte künftig über eine entsprechende Kennzeichnung erreicht werden.

LITERATUR

Arnberger, A. (2016). *Entwicklung eines ganzheitlichen Recyclingkonzeptes für Traktionsbatterien basierend auf Lithium-Ionen-Batterien.*

Breiner, D. (2021). *Abgrenzung und Überlappung des europäischen Chemikalien- und Abfallrechts und Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft.* Leoben .

Chemikaliengesetz. (1996). Gesamte Rechtsvorschrift für Chemikaliengesetz 1996, Fassung vom 13.06.2022.

ECHA. (2022). Abgerufen am 11. 06 2022 von SCIP: https://echa.europa.eu/de/scip

ECHA. (2. Februar 2022a). 7 million searchable articles in SCIP database improve transparency on hazardous chemicals. Abgerufen am 10. 06 2022 von https://echa.europa.eu/-/7-million-searchable-articles-in-scip-database-improve-transparency-on-hazardous-chemicals

Europäische Kommision. (11. 12 2019). Der europäische Grüne Deal. *Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Europäischen Wirtschafts-und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen*. Brüssel.

Europäische Kommission. (11. 3 2020). Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa. *Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Europäischen Wirtschafts-und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen*. Brüssel.

European Commission. (14. 10 2020a). Chemicals Strategy for Sustainability Towards a Toxic-Free Environment. *Communication from the Commison to the European Parlament,...* Brussels.

Friege, H., Kummer, B., Steinhäuser, K. G., Wuttke, J., & Zeschmar-Lahl, B. (2019). Umgang mit Schnittstellen zwischen Chemikalien- Produkt- und Afallrecht.

Hodecek, P. (2020). EU-Recht-Überblick. *ÖWAV-Ausbildungskurs zum/zur "Abfallrechtlichen GeschäftsführerIn“ gemäß § 26 AWG 2002*.

Kommission, E. (2018). Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Europäischen Wirtschafts-und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. *über die Umsetzung des Pakets zur Kreislaufwirtschaft: Optionen zur Regelung der Schnittstelle zwischen Chemikalien-, Produkt- und Abfallrecht*.

Kummer, B., Friege, H., Zeschmar-Lahr, B., & Wagner, J. (4. Mai 2021). Meinung: Wie nützlich ist SCIP für die Abfallwirtschaft in Europa? *EU-Recycling*.

REACH-Helpdesk. (2020). *Gefahr und Risiko*. Abgerufen am 08. 09 2020 von https://www.reachhelpdesk.at/ms/reachhelpdesk_home/reachhelpdesk_home/reach_konsumenteninfo/konsum_schutz/gefahr_risiko/index.html.

Richtlinie. (2018/851 (EU)). Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle.

Wood. (2019). *Final report: WP1-Stakeholder consultation on proposed information requirements Wood Environment & Infrastructure Solutions UK Limited.*

Qualitätsgesicherte Entgasung von Abfalldeponien auf der Grundlage der VDI-Richtlinie

G. Rettenberger[1]
[1)] Hochschule Trier, Sachverständiger und Senior Consultant, Trier, Deutschland

KURZFASSUNG: Eine gute Deponiegaserfassung, also eine solche, bei der ein hoher Erfassungsgrad erzielt wird, hängt neben der Auslegung, dem Betrieb und der Wartung mit Instandhaltung wesentlich davon ab, in welchem Umfang alle diese Ziele erreicht werden. Dies ist im Wesentlichen eine Frage der Qualität. Nun kamen zuletzt immer mehr die Auswirkungen der Deponiegase auf den Treibhausgaseffekt in den Blick. Hierbei wurde nochmals verdeutlicht, dass noch wesentliche Potenziale durch die Deponiebetreiber zu heben sind. Dies wurde in Deutschland dadurch mit angegangen, dass in technischen-Richtlinien (VDI) die technischen Grundlagen einheitlich zusammengestellt wurden und in einer behördlichen Mitteilung die qualitätssichernden Anforderungen benannt werden. Seit März 2022 müssen sich nun die Deponiebetreiber darum kümmern.

1 DIE RICHTLINIENREIHE VDI 3790

VDI Richtlinien entstehen häufig, so auch diese, auf Anregung und in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt. Ein großer Vorteil dieser Vorgehensweise besteht darin, dass die Richtlinie unter einer breiten Beteiligung von Experten bearbeitet wird und nach Fertigstellung einem Einspruchsverfahren unterworfen ist. So war es auch hier. Die Richtlinie wurde dann im Weißdruck im November 2020 publiziert. Da mit der Aufhebung der TA Siedlungsabfall durch die Deponieverordnung 2009 auch deren Anhang C (Deponiegaserfassung, -behandlung und -untersuchung bei Altdeponien) wegfiel, war eine Beschreibung des Standes der Technik auf der Ebene einer technisch wissenschaftlichen Publikation nicht mehr gegeben. Dieses Defizit wurde mit dieser Richtlinie behoben. Im Rahmen dieses Beitrages werden die Inhalte der VDI Richtlinie VDI 3790 (2017) und VDI (2020) zusammenfassend vorgestellt. Insbesondere die Arbeiten im Rahmen der VDI Richtlinien machen es möglich, eine solche Bilanz der Deponiegasemissionen relativ einfach zu erstellen. Also wieviel wird an Deponiegas erzeugt, wieviel wird erfasst und wieviel wird emittiert. Dabei muss allerdings, dies sei hier der Vollständigkeit angemerkt, berücksichtigt werden, dass ein Teil des Methans auch mikrobiell oxidiert wird und dementsprechend nicht mehr emittiert wird. Die wesentliche Richtlinie zur Ermittlung der Gasbildung ist die Richtlinie 3790 Blatt 2. Die Richtlinie wurde im Dezember 2000 im Weißdruck veröffentlicht, wurde mittlerweile überarbeitet und im Juni 2017 erneut im Weißdruck publiziert.

Wesentlich ist, dass hier zum ersten Mal Gasprognosemodelle für Emissionen von Deponien in einer Richtlinie beschrieben werden und zudem Messverfahren zur Ermittlung von gasförmigen diffusen Emissionen aus Deponien dargestellt werden. Die zitierten Prognosemodelle erlauben es, nicht nur erfassbare Gasvolumenströme zu berechnen, sondern auch die Emissionen, da die Modellansätze eine geschlossene Gasbilanz abbilden.

Somit können nunmehr Veränderungen auf der Gaserfassungsseite hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Emissionen quantifiziert werden. Der so ermittelte veränderte Emissionsvolumenstrom lässt sich dann relativ einfach unter Berücksichtigung des Anteils an Methan und seiner Dichte sowie des Treibhausgaspotenzials für Methan im Vergleich zu Kohlenstoffdioxid in vermiedene Treibhausgasäquivalente umrechnen. Damit können die Maßnahmen an der Deponie z.B. in eine regionale Gesamtbilanz an Treibhausgasemissionen aufgenommen werden oder in einen Vergleich zu anderen Maßnahmen gesetzt werden.

Es ist insoweit nicht verwunderlich, dass der zum 1.3.2022 veröffentlichte „Bundeseinheitliche Qualitätsstandard 10-1 „Deponiegas“, nach Zustimmung durch die notwendigen LAGA Gremien (LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ (2022)), wesentlich auf der VDI Richtlinie basiert und diese auch mehrfach zitiert, gleichwohl aber auch in einigen Teilen wesentlich erweitert hat. Insbesondere hat der BQS bei der Modellierung auch auf die VDI 3790 Blatt 2 zurückgegriffen.

Die Richtlinienreihe VDI 3899 fasst den aktuellen Entwicklungsstand von Deponiegaserfassung, -verwertung und –Behandlung zusammen, wobei dies mit den folgenden Blättern geschieht:

Blatt 1: Behandlung und Verwertung von Deponiegas
Blatt 2: Systeme zur Deponiegaserfassung und Belüftung

Obwohl die Deponiegastechnik bereits auf eine über 50-jährige Tradition zurückblicken kann, hat sie sich doch in den letzten Jahren durch die Schwachgastechnik enorm weiter entwickelt. Daher besteht gerade auch in technischer Hinsicht für solch eine Richtlinie ein enormer Bedarf, da dieser derzeit auf den Deponien einzieht. Die VDI Richtlinien haben dies entsprechend berücksichtigt.

2 AUSGANGSSITUATION

Die Situation bezüglich der Deponiegas Entwicklung und -erfassung ist derzeit an Deponien sehr differenziert. Dies hat eine Richtlinie zu berücksichtigen.
Ehe es aber in technische Anforderungen geht, muss die Zielsetzung klar sein. Was soll eine gute Deponieentgasung erreichen. Es soll an Deponien keine Gerüche geben, keine Explosionsgefahren, keine gesundheitsschädlichen Emissionen und keine nachteiligen Auswirkungen auf die Vegetation und die Einrichtungen der Deponie. Die zentrale Priorität bei den Anforderungen an die Deponiegaserfassung ist eindeutig durch den Klimaschutz gegeben. Dies liegt natürlich an der intensiveren Auswirkung auf den Treibhausgaseffekt durch das Methan im Vergleich zum Kohlenstoffdioxid. Letzteres stammt im Falle des Deponiegases nicht aus einer fossilen Quelle, wäre also auch noch umweltneutral.

Damit ist das Ziel einer guten Entgasung eindeutig ein optimaler Erfassungsgrad (möglichst nahezu 100 %). Die Forderung steht allerdings so nicht in der VDI Richtlinie und in der BQS (Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard). Die Bestimmung eines tatsächlich erreichten Erfassungsgrades wurde dagegen in den BQS als den über einen definierten Zeitraum bestimmten Quotienten aus abgeleiteter Deponiegasmenge zu gebildeter Deponiegasmenge (möglichst über einen Jahreszeitraum) aufgenommen. Wichtig in diesem Zusammenhang ist, dass die Stabilisierung einer Deponie weder das Ziel der VDI Richtlinie noch der BQS ist. Folge dessen wird diese Zielsetzung auch nicht überwacht. Im Grundsatz eignen sich drei Methoden zur Verbesserung des Erfassungsgrades:

- Abdichtung der Deponie an der Oberfläche und vollständige Ableitung und Behandlung des Gases.
- Verbesserung der Gaserfassung durch Regeneration des Entgasungssystems und deutliche Erhöhung des abgesaugten Gasvolumenstroms im Vergleich zum gebildeten Gasvolumenstrom. In der Praxis werden hier Relationen etwa zwischen 1:4 bis 1:15 betrieben. Dies führt zu einem Einsaugen von Luft in die Deponie (Übersaugung). Gleichwohl tritt noch deutlich Methan im abgesaugten Gas auf.

Einblasen von Luft in die Deponie. Dies führt zu einer weitgehenden Unterdrückung einer Methanbildung in der Deponie. Das abgesaugte Gas ist fast vollständig frei von Methan.
Bei einer bereits fortgeschrittenen Deponiegasbildung mit nur noch geringen Emissionen bzw. Emissionen unter einer gewissen Grenze, kann dann auf eine passive Entgasung gewechselt werden.

Dementsprechend müssen bei der weiteren Betrachtung diese Fälle unterschieden werden. Relativ einfach zu betrachten ist der Fall a). Dabei kann von folgender Bilanz über einen bestimmten Zeitraum ausgegangen werden:
Massenstrom aus Methanemission = Massenstrom aus Methanentwicklung – Massenstrom aus erfasstem Methanvolumenstrom – Massenstrom aus der Methanoxidation
Dabei sind die Größen in derselben Einheit (am besten kg/h oder kg/Monat etc.) auf die komplette Deponie bezogen zu ermitteln. Das Ergebnis wäre dann in Masse Methan pro Zeitraum und auf Kohlenstoffdioxidäquivalente (Faktor 21) umzurechnen. Natürlich liegt auch hier der Teufel im Detail.
Zur Bestimmung der Methanentwicklung ist eine Gasprognose Ausgangspunkt. Die Gasprognose sollte möglichst mit dem Multiphasenmodel unter Berücksichtigung der in einem UFOPLAN-Vorhaben (Umweltforschungsplan) im Auftrag des Umweltbundesamtes ermittelten Parameter durchgeführt werden (3). Dies dürfte es erforderlich machen, dass für die Deponie eine neue Gasprognose berechnet wird.

3 GRUNDSÄTZLICHE ENTGASUNGSTECHNIKEN

Im Grundsatz eignen sich fünf Methoden zur Verbesserung des Erfassungsgrades. Absaugung bei leichter Übersaugung mit oder ohne Oberflächenabdichtung, Absaugung mit starker Übersaugung, Belüftung und passive Entgasung.

Wichtig bei der Deponiegastechnik ist, dass über die Laufzeit unterschiedliche Bedingungen sowohl bei dem gebildeten Gasvolumenstrom als auch bei der Gaszusammensetzung gegeben sind. Technisch lassen sich dazu verschiedene Entgasungstechniken unterscheiden. Diese sind entsprechend zu dimensionieren und zu bauen.

Wie oben bereits ausgeführt, muss bereits in der Planungsphase einer Entgasungsanlage der Betrieb festgelegt und beschrieben sein. Gerade hier hat es wohl in der Praxis eher Defizite gegeben, so dass in der Richtlinie auf verschiedene Detailfragen eingegangen wird:

-Kontrollen vor der erstmaligen Beaufschlagung der Anlage mit Deponiegas, z.B. Dichtheitskontrollen des gasführenden Rohrleitungssystems einschl. Armaturen in den Gassammelstellen nach den einschlägigen Vorschriften sowie Nullmessungen, Ermittlung der Einstellwerte in der Inbetriebnahmephase, Betriebliches Monitoring mit Messungen in der Gasförderstation, Instandhaltung mit Wartung, Inspektion, Verbesserungen, Laufende Anpassung und Optimierung mit Beurteilung des Zustandes, Bedingungen zur Optimierung

4 BUNDESEINHEITLICHER QUALITÄTSSTANDARD 10-1 „DEPONIEGAS“, VERÖFFENTLICHT ZUM 1.3.2022

4.1 Einführung

Der BQS geht vom Grundsatz der Umsetzung des Standes der Technik aus und stellt die Verbindung zur Rechtsnorm her. Nach Anhang 5 Nummer 7 DepV ist Deponiegas nach dem Stand der Technik zu fassen, zu behandeln und nach Möglichkeit zu verwerten. Die Länder legen hierzu bundeseinheitliche Qualitätsstandards fest, wobei diese spätestens 4 Jahre nach Veröffentlichung der BQS bei Prüfungen durch die Behörde zu Grunde zu legen sind.

Die Verfasser haben die Gelegenheit der Erstellung der BQS auch dazu genutzt einige Punkte einer Klärung zuzuführen. Eine Deponie mit relevantem Gasaufkommen muss z.B. kontinuierlich (nicht diskontinuierlich) entgast werden. Dies hat der Betreiber sicherzustellen. Dies betrifft ggf. auch die Notstromversorgung.
Die Behörde hat die Deponieentgasung zyklisch wiederkehrend regelmäßig alle vier Jahre zu überprüfen und ggf. an den Stand der Technik anzupassen. Dies ist im Zusammenhang mit Deponietechnik wohl eine Neuerung.

Dazu gehören z.B. die zu einer Deponieentgasungsanlage gehörenden Komponenten und Grundelemente, wobei eben auch relevant ist, dass ein Teil dieser Komponenten deponiegebunden sind, ein weiterer Teil aber nicht. Dies bedeutet, dass mit der BQR auch jene Komponenten erfasst werden, die z.B. abseits der Deponie stehen wie z.B. Fackeln, Gasmotore oder Biofilter. Ebenso wurden Begriffe nunmehr definiert wie z.B. der bestimmungsgemäße Betrieb (Betrieb, für den die Deponieentgasungsanlage nach ihrem technischen Zweck bestimmt, ausgelegt, geeignet und genehmigt ist.) oder der Erfassungsgrad (Verhältnis der in einem Betrachtungsjahr (i.d.R. ein Jahr) gefassten zur gebildeten Methanmasse. Damit ist zum einen der Zeitraum festgelegt aber auch, dass hier ein Bezug ausschließlich zum Methan hergestellt wird und die Menge in kg oder Mg angegeben wird. In-situ-Stabilisierung sind Methoden zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse, und zwar unabhängig von der eingesetzten Technologie. Auch die Einheiten und Formelzeichen wurden vereinheitlicht, so dass zukünftig eindeutig sein sollte über welchen Volumenstrom, Druck bzw. über welche Konzentration gesprochen wird.

4.2 Inhaltliches

Natürlich wird man angesichts des schieren Umfangs des BQS nicht darum herum kommen, diese einmal komplett zu lesen und zu studieren. Hierbei geht es u.a. um Punkte wie die Bestandsanalyse (Soll“, zukünftig in einem Qualitätsmanagementplan (QMP) festgelegt), die Ermittlung der Qualität des erfassten Gases und seiner Quantität, Bestimmung des Deponiegaspotenzials und der Leistungsfähigkeit des Entgasungssystems. Daraus kann eine Gesamtbewertung zur Ermittlung einer ordnungsgemäßen Deponieentgasung abgeleitet werden. Dazu ist durch einen Vergleich des prognostizierten Deponiegaspotenzials mit der Quantität und Qualität des aktuell gefassten Deponiegases der Gaserfassungsgrad zu ermitteln.

Natürlich geht der BQS auch auf die verschiedenen Aspekte der Deponiegaserfassung, -sammlung und -transport ein. Dazu werden zahlreiche Detailhinweise gegeben. Auch wird eine passive Entgasung ausführlich dargelegt. Ebenso wird auf Behandlungs- und Verwertungsverfahren eingegangen sowie auf die Sicherheitstechnik.

4.3 In-situ-Stabilisierung

Der BQS fordert eine In-situ-Stabilisierung nicht, legt aber dafür einen bundeseinheitlichen Qualitätsstandard mit der VDI 3899 fest. Als Voraussetzung dazu ist die Leistungsfähigkeit des Entgasungssystems und das Restgaspotenzial zu prüfen, ggf. sind weitere Untersuchungen durchzuführen, z.B. Abfallbeprobungen. Es macht eben keinen Sinn, eine Deponie stabilisieren zu wollen, die kein Gaspotenzial mehr aufweist oder z.B. nicht ausreichend durchlässig ist. Als Maßnahme wird sowohl das Druck-Saugverfahren als auch die Übersaugung angesehen.

Generell ist die Anlagentechnik durch Fachplaner vorzunehmen. Dieser hat die Anlage zu konzipieren und zu dimensionieren, insbesondere Angaben zu den Laufzeiten, Restemissionen, Betriebsparametern, elektrischer Energiebedarf sowie der vorgesehenen Anschlussphase nach Betriebsende zu machen. Selbstverständlich sind Angaben zum Explosions- und Brandschutz zu machen. Verschiedene Kontrollmaßnahmen kommen hierzu, ebenfalls eine Erfolgskontrolle.

LITERATUR

LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ (2022): Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 10-1 „Deponiegas“, vom 10.11.2021, veröffentlicht am 1.3.2022

VDI 3790 (2017) Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen, VDI 3790 Blatt 2, Juni 2017, Beuth Verlag GmbH, Berlin

VDI 3899 (2020) Systeme zur Deponiegaserfassung und Belüftung, VDI 3899 Blatt 2, November 2020, Beuth Verlag GmbH, Berlin

Die neue ÖNORM B3151 - Änderungen und Herausforderungen für den Rückbau

A. Ragossnig[1] & K. Hartl[1]
[1)] RM Umweltkonsulenten ZT GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der vorliegende Beitrag adressiert die wesentlichen Änderungen der normativen Rahmenbedingungen hinsichtlich des verwertungsorientierten Rückbaus infolge der Neuauflage der ÖNORM B3151 - Verwertungsorientierter Rückbau als Standardabbruchmethode sowie deren praktische Umsetzung.
Neben Klarstellungen hinsichtlich des Ablaufs von Rückbauvorhaben und der jeweiligen Verpflichtungen und Verantwortlichkeiten haben sich insbesondere durch Übernahme von Teilen der ÖNORM B2251 Änderungen ergeben, die auch Auswirkungen auf den Ablauf der Rückbau-vorbereitenden Ingenieurdienstleistungen haben.
Wesentliche Änderungen und auch Herausforderungen ergeben sich auch durch die Novelle der Abfallverzeichnisverordnung und das mit 1.1.2022 in Kraft getretene neue Abfallverzeichnis, was letztendlich eine wesentlich differenziertere Zuordnung von Schlüsselnummern bedingt.
Abschließend wird noch auf weitere Herausforderungen wie z.B. die Massenschätzung, das Rückbaukonzept, die Wiederverwendung von Bauteilen und die Abfalltrennung eingegangen.

1 EINLEITUNG

Im Dezember 2014, rechtzeitig vor Inkrafttreten der Recyclingbaustoffverordnung (RBV) (BMLFUW 2015), wurde die ÖNORM B3151 – Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode (ASI 2014a,b) veröffentlicht. Diese Norm wurde in weiterer Folge auch als normativer Standard für die Durchführung orientierender Schad- und Störstofferkundungen in der RBV (BMLFUW 2015) verankert.
Im Jahr 2016 startete infolge erkannter Änderungsbedarfe bereits der Prozess einer Überarbeitung der ÖNORM B3151 (ASI 2014). Dieser Prozess führte zur Veröffentlichung einer Neuauflage der ÖNORM B3151 (ASI 2022a) im Dezember 2021 mit Inkrafttreten 1.1.2022. Eine geringfügige redaktionelle Anpassung erforderte eine weitere Neuauflage im Mai 2022 (ASI 2022b).
Der vorliegende Beitrag soll die wesentlichen Änderungen der neuen ÖNORM B3151 (ASI 2022a,b) gegenüber der nach wie vor in der RBV (BMLFUW 2015) gesetzlich verankerten Normfassung der ÖNORM B3151 (ASI 2014) darstellen und in der Praxis sich ergebende Herausforderungen in der Vorbereitung und Durchführung von Rückbaumaßnahmen ansprechen.

2 WESENTLICHE ÄNDERUNGEN

Neben geringfügigen Änderungen, die insbesondere aus den nach Veröffentlichung der Norm sich ergebenden gesetzlichen Anforderungen der RBV (BMLFUW 2015) resultierten, und Anpassungen in den Begriffsdefinitionen, ergaben sich vor allem Änderungen durch die Übernahme der technischen Anforderungen aus der ÖNORM B2251:2006 (ASI 2006) (Anm.: mit 1. September 2020 zurückgezogen und durch ÖNORM B 2251:2020 (ASI 2020) ersetzt) in die ÖNORM B3151 (ASI 2022). In diesem Zusammenhang wurde die Erstellung der Objektbeschreibung als Bauherrnverpflichtung und ein entsprechendes Formblatt als Anhang A in die ÖNORM B3151 (ASI 2022) aufgenommen. Neu ist dabei, dass bereits im Rahmen der Erstellung der Objektbeschreibung eine Massenschätzung hinsichtlich anfallender Abfälle aus dem Abbruch als Grundlage für die Wahl des richtigen Regimes entspr. Abb. 1 zu erfolgen hat. Dementsprechend wurde auch die Vorlage für die Erstellung eines Rückbaukonzept als Anhang C der ÖNORM B3151 (ASI 2022) überarbeitet.

Der Regelablauf von Rückbauvorhaben wurde weiters in einem überarbeiteten Ablaufschema im informativen Anhang D in Abhängigkeit der gesetzlich festgelegten Anforderungen und unter Nennung der jeweils verpflichteten Akteure klarer dargestellt (vgl. Abb. 1).

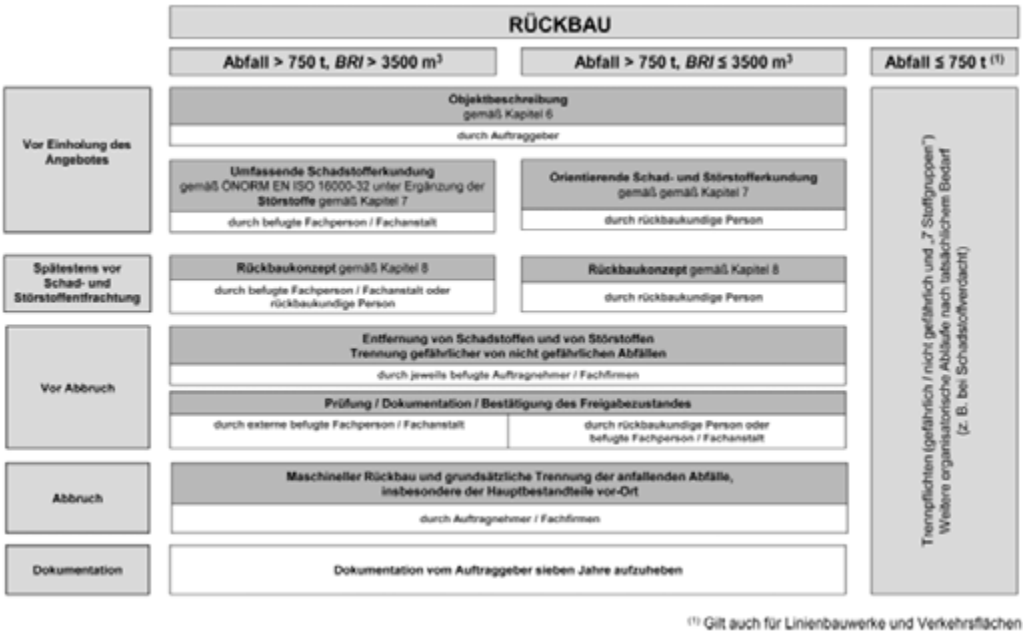


Abb. 1: Regelablauf eines Rückbaus (Austrian Standards Institute (ASI), 2022)

Bei der Darstellung des Regelablaufs wurde explizit klargestellt, dass die Trennpflichten entsprechend RBV (BMLFUW 2015) und hier insbesondere das Erfordernis der Trennung von gefährlichen Abfällen vor Ort unabhängig von einer Mengenschwelle und auch bei Linienbauwerken und Verkehrsflächen und somit bei jedem Rückbauvorhaben bestehen.
In diesem Zusammenhang sind jedenfalls auch die sich aus der Novellierung der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) 2020 (BMK 2020) ergebenden gesetzlichen Änderungen relevant. Dies insbesondere, da es im Bereich der Zuordnung von Bauabfällen in Anhang 2 der AVV (BMK 2020) sowie hinsichtlich der Gefährlichkeitskriterien in Anhang 3 i.V.m. Anhang 4 der AVV (BMK 2020) umfassende, für den Rückbau von Bauwerken relevante Festlegungen gibt, die im Rahmen der Schlüsselnummernzuordnung zu berücksichtigen sind und somit Auswirkungen auf die Trennpflichten haben. Insbesondere für kleinere Rückbauvorhaben, wo keinerlei Schad- und Störstofferkundung gesetzlich verpflichtend durchzuführen ist, stellt das eine große Herausforderung für eine rechtskonforme Abwicklung des Rückbaus dar, da in diesem Fall – sofern der Bauherr eine Schad- und Störstofferkundung nicht freiwillig durchführen lässt – das entsprechende Expertenwissen für eine abfallrechtlich korrekte Abfallartenzuordnung, die jedoch für eine rechtskonforme Abfalltrennung und die abfallrechtlich erforderliche Vergabe der Entsorgungsleistung an einen Befugten (Stichwort: Sammler- & Behandlererlaubnis) eine Voraussetzung ist, vielfach fehlt.
Dem Regelablauf ist auch zu entnehmen, dass die Freigaben für den maschinellen Abbruch im Falle größerer Bauvorhaben, wo eine umfassende Schad- und Störstofferkundung durchzuführen ist, durch befugte Fachpersonen / befugte Fachanstalten zu erfolgen haben. Diese Konkretisierung der Erläuterungen zur RBV (BMLFUW 2018) wurde somit nun auch im Regelablauf dargestellt.
In den Begriffsbestimmungen der ÖNORM B3151 (ASI 2022) wurde nunmehr auch klargestellt, dass der Begriff „befugte Fachperson / befugte Fachanstalt" entsprechend den Festlegungen des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) (BMK 2021a) zu verstehen ist.
Eine wesentliche Neuerung ist auch der entsprechend den Anforderungen der RBV (BMLFUW 2018) ergänzte explizite Hinweis auf die Notwendigkeit der Festlegung wiederzuverwendender

Bauteile als Bauherrenverpflichtung sowie die Aufnahme entsprechender Passagen in die normativ anzuwendenden Formblätter der Objektbeschreibung (Anhang A) sowie des Rückbaukonzepts (Anhang C) (ASI 2022).
Im Anhang E wurde darüber hinaus eine informative Liste exemplarischer Schlüsselnummernzuordnungen von Schad- und Störstoff-belasteten Bauteilen entsprechend der neuen AVV (BMK 2020) in die Norm aufgenommen.

Mineralölhaltige Bauteile (z. B. mineralölhaltiger Tank)	35103-77	g	Eisen- und Stahlabfälle – gefährlich kontaminiert
	35106	g	Eisenmetallemballagen und -behältnisse mit gefährlichen Restinhalten
	57127	g	Kunststoffemballagen und -behältnisse mit gefährlichen Restinhalten (auch Tonercartridges mit gefährlichen Inhaltsstoffen)
Radioaktive Rauchmelder/ Materialien	71101	–	radioaktive Abfälle
Gewerblich genutzte Kamine und Kaminschlote (z. B. Schamotteverkleidungen von Heiz- und Industriekaminen)	31109	g	Ofenausbruch aus nichtmetallurgischen Prozessen mit produktionsspezifisch schädlichen Beimengungen
	31441	g	Brandschutt mit schädlichen Verunreinigungen

Abb. 2: Exemplarische Schlüsselnummernzuordnungen von Schadstoffen entspr. Anhang E ÖNORM B3151 (Auszug) (ASI 2022)

3 HERAUSFORDERUNGEN IN DER PRAXIS

Nachfolgend sollen wesentliche Herausforderungen in der praktischen Umsetzung der Festlegungen der ÖNORM B3151 (ASI 2022) auf Basis praktischer Erfahrungen in Rückbauprojekten dargestellt werden.

3.1 Objektbeschreibung / Massenschätzung

Obwohl die Erstellung der Objektbeschreibung klar dem Bauherrn / Auftraggeber als Verantwortlichkeit zugeordnet ist, zeigt die praktische Erfahrung, dass in den wenigsten Fällen eine Objektbeschreibung vorliegt. Meistens ist aus diesem Grund die Objektbeschreibung im Rahmen der Durchführung der Schad- und Störstofferkundung zu erstellen. D.h. die Massenschätzung als Grundlage der Wahl des entspr. Abb.1 anzuwendenden Regimes zu diesem frühen Zeitpunkt der den Rückbau vorbereitenden Planungsarbeiten wird damit in Frage gestellt.
Für die konkrete Ausschreibung bzw. eine rechtskonforme Vergabe des verwertungsorientierten Rückbaus ist darüber hinaus eine fein granularere Massenschätzung auf Schlüsselnummernebene erforderlich, die erst nach Durchführung einer Schad- und Störstofferkundung und darauf basierender Überlegungen hinsichtlich eines Entsorgungskonzepts erfolgen kann.
Eine wesentliche Herausforderung stellt die korrekte Abfallartenzuordnung dar, die dann jedenfalls auch eine Auswirkung auf die entsprechenden Massenschätzungen auf Schlüsselnummernebene hat. Siehe dazu die Ausführungen in Kapitel 3.4.

3.2 ReUse / Wiederverwendung von Bauteilen

Im Bereich der Wiederverwendung von Bauteilen ergeben sich zwei wesentliche Themenbereiche, die einer weitreichenderen Umsetzung dieser nach der Abfallvermeidung höchsten abfallwirtschaftlichen Priorität hinderlich sind.
Einerseits fehlt es an klaren Rahmenbedingungen, die eine Wiederverwendung von Bauteilen ermöglichen. Hierunter fallen Fragestellungen, wie z.B. erforderliche Prüfungen hinsichtlich bautechnisch, baurechtlich und normativ relevanter Aspekte (Wärmeschutz, Schallschutz, Brandschutz, Durchgangslichte, etc.) bzw. statisch relevanter Aspekte und Fragen der Gewährleistung für ReUse Bauteile.
Andererseits ergibt sich das Spannungsfeld zusätzlicher Rückbaukosten für die Demontage und Prüfung wiederzuverwendender Bauteile, wofür klare Bauherrenvorgaben und entsprechende vertragliche Regelungen erforderlich sind, die es jeweils in den meisten Fällen jedoch noch nicht

gibt. Vielmals kommt es aufgrund des Arguments ggf. auftretender Mehrkosten im Rahmen des Rückbaus sowie aufgrund nach wie vor üblicher Vergaben der Rückbaudienstleistung als „Abbruchpauschale“ somit nicht zur Wiederverwendung von Bauteilen.

3.3 Rückbaukonzept / Rückbauplanung

Die normative Vorgabe für ein Rückbaukonzept (ÖNORM B3151 Anhang C (ASI 2022) kann nur als Mindestvorgabe verstanden werden. Da zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Rückbaukonzepts (im Vorfeld der Ausschreibung / Vergabe der Rückbauleistung) oftmals konkrete Gerätschaften und die sich daraus ergebenden Rückbauschritte auch aus vergaberechtlichen Gründen nicht zu detailliert festgelegt werden sollten / können, können sich in weiterer Folge Änderungen in der tatsächlichen Durchführung ergeben. Jedenfalls sollten im Rahmen des Rückbaukonzepts aber Aussagen der Mindestanforderungen hinsichtlich ArbeitnehmerInnen- und Anrainerschutz getroffen werden.
Weiters ist festzuhalten, dass das Formblatt des Anhang C der ÖNORM B3151 (ASI 2022) nicht geeignet für eine detaillierte Rückbauplanung ist. Das Formblatt eignet sich lediglich die Rahmenbedingungen für den verwertungsorientierten Rückbau grob vorzugeben. Eine detaillierte Rückbauplanung erfordert eine wesentlich umfangreichere Bearbeitung und detailliertere Darstellungen als sie im Formblatt C der ÖNORM B3151 (ASI 2022) vorgesehen sind.
Versuche durch verpflichtende Rückbaukonzepte in der Entwurfsphase von Neubauten eine bessere Rückbaubarkeit von Bauwerken sicherzustellen, wie z.B. im Rahmen der NABE Kriterien (BMK 2021b) festgelegt, erscheinen aufgrund der für den Rückbau und die ReUse- und Recyclingfähigkeit von Bauteilen entscheidenden und erst im Rahmen der konkreten Realisierung auf der Baustelle letztendlich festgelegten Wahl der konkreten Bauprodukte und Fügetechniken praxisfern.

3.4 Abfallartenzuordnung / Abfalltrennung

Hinsichtlich der Abfallartenzuordnung ergeben sich zwei wesentliche Herausforderungen. Erstens die fehlende fachliche Expertise in kleineren Bauvorhaben, wo keine gesetzlich verpflichtenden Schad- und Störstofferkundungen durchzuführen sind und die damit für den Bauherrn entstehende Problematik hinsichtlich der Erfüllung der Trennpflichten insbesondere für gefährliche Abfälle. Vielfach erfordert eine korrekte Abfallartenzuordnung auch chemische Analysen, die im gegenständlichen Fall nicht vorliegen und somit eine faktenbasierte Abfallschlüsselnummernzuordnung nicht ermöglichen.
Zweitens wirken sich konkrete Rückbauabläufe ggf. sehr stark auf die resultierenden Abfallqualitäten und somit die korrekten Schlüsselnummernzuordnungen aus. Oft fehlen im Vorfeld von Ausschreibungen Detailinformationen über die zur Anwendung kommenden Gerätschaften bzw. fehlt eine Rückbauplanung und somit werden seitens der Bauherren in den Ausschreibungen bzw. Aufträgen für die Abbruchunternehmen oft keine verbindlichen Vorgaben hinsichtlich der Erwartungen an den Rückbau (ReUse, Baustoffrecycling, etc.) festgelegt. Ein entsprechendes Beispiel konkreter diesbezüglicher Auswirkungen zeigt Abb. 3. Die vorhergehende Entfernung der Schadstoff-belasteten PAK-haltigen Schicht gemeinsam mit dem Putz ermöglicht in weiterer Folge das Recycling des verbleibenden Mauerwerks (Variante 2), wohingegen entsprechend RBV (BMLFUW 2018) ohne eine vorhergehende Entfernung des Schadstoffs PAK ein Recycling des Mauerwerks aufgrund der Kontamination entspr. §7 (1) der RBV (BMLFUW 2018) ausgeschlossen ist (Variante 1). Abb. 3 zeigt aber auch weiters, dass die Entfernung des Schadstoffs in einer weiteren gefährlichen Abfallart resultiert, für die eine entsprechende Sammler- und Behandlererlaubnis erforderlich ist.

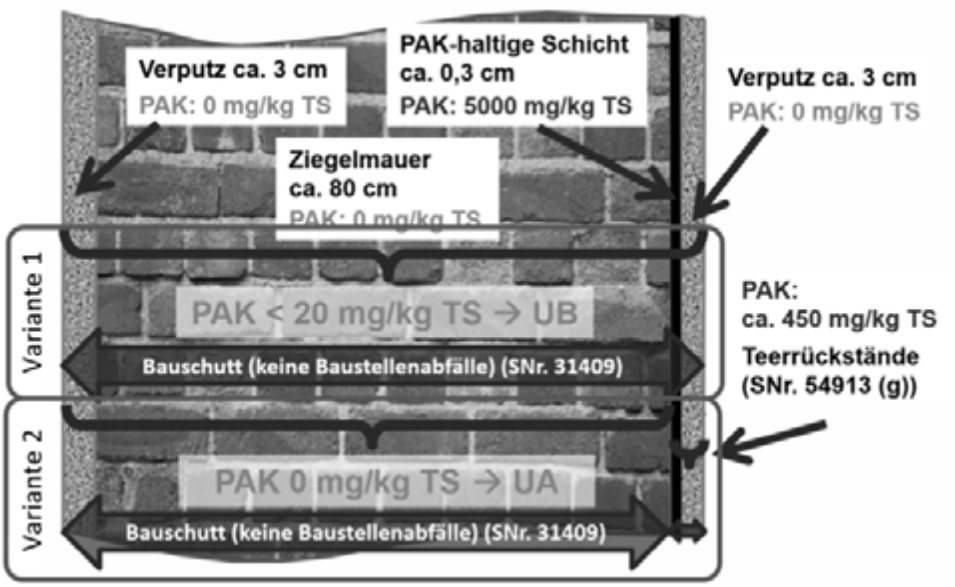


Abb. 1: Auswirkung des Rückbaus auf die erhaltenen Abfallarten / Verwertungsmöglichkeiten

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Eine Analyse der rechtlichen und normativen Vorgaben und der Vergleich mit der Praxis des verwertungsorientierten Rückbaus legt wesentliche Herausforderungen hinsichtlich einer breiten Umsetzung der Vorgaben für den Bausektor offen.

Neben einer nach wie vor wesentlich zu gering ausgeprägten Bereitschaft der Bauherren durch geeignete Vorplanung und Vorgaben einen verwertungsorientierten Rückbau sicherzustellen, ist hier vor allem auch die Umsetzung der abfallrechtlich festgelegten Trennpflichten für Abfälle – insbesondere gefährlicher Abfälle – bei Rückbauvorhaben ohne Schad- und Störstofferkundung als problematisch hervorzuheben. Aufgrund des fehlenden Expertenwissens ist für Bauherren die Erfüllung gesetzlicher Pflichten hier vielfach nicht möglich.

Eine breite und einheitliche Umsetzung der gesetzlichen und normativen Vorgaben wird auch durch unzureichenden behördlichen Vollzug gekoppelt mit dem logischerweise bestehenden Bestreben der kostengünstigen Abwicklung von Rückbauvorhaben erschwert.

Im Bereich der Wiederverwendung von Bauteilen ergeben sich bisher noch nicht geklärte Herausforderungen an der Schnittstelle des Baurechts und Abfallrechts. Müssen ReUse-Bauteile die aktuell geltenden bautechnischen bzw. baurechtlichen Vorgaben erfüllen? Wer ist für die entsprechende Prüfung der Einhaltung dieser Vorgaben verantwortlich und wer übernimmt die Gewährleistung für ReUse-Bauteile? Dies sind nur einige Fragen, die einer Klärung bedürfen, um einer Umsetzung dieser abfallwirtschaftlichen Priorität im Bausektor zum Durchbruch zu verhelfen.

LITERATUR

Austrian Standards Institute (ASI) (2006). Abbrucharbeiten Werkvertragsnorm, Ausgabe: 2006-08-01. Wien.

Austrian Standards Institute (ASI) (2014). Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode, Ausgabe 2014-12-01. Wien.

Austrian Standards Institute (ASI) (2020). Abbrucharbeiten Werkvertragssnorm, Ausgabe: 2020-09-01. Wien.

Austrian Standards Institute (ASI) (2022a). Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode, Ausgabe 2022-01-01. Wien.

Austrian Standards Institute (ASI) (2022b). Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode, Ausgabe 2022-15-05. Wien.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2020) Abfallverzeichnisverordnung 2020 (AVV), BGBl.II Nr.409/2020. Wien.
Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2021a) Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) 2002, BGBl.I Nr.200/2021. Wien.
Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2021b) Aktionsplan & Kernkriterien für die Beschaffung nachhaltiger Produkte und Dienstleistungen. Wien.
Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015) Recyclingbaustoffverordnung - RBV, BGBl.II Nr.181/2015, i.d.F. BGBl.II Nr.290/2016.
Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2018) Erläuterungen zur Recycling-Baustoffverordnung - RBV, BMLFUW-UW.2.1.6/0008-V/2/2018, Stand März 2018.

Messung von Zirkularität - Status quo, Herausforderungen, Perspektiven

K. Greiff[1], W. Hagedorn[1] & M. Hüsgen[1]
[1)] RWTH Aachen, Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Der menschengemachte Klimawandel schreitet ungebremst voran. Eine Ursache ist die weltweite Ressourcennutzung, die die festgelegten Grenzwerte um ein Vielfaches übersteigt. Ein allgegenwärtiger Lösungsansatz ist die Kreislaufwirtschaft im weiteren Sinne zur Steigerung der Materialeffizienz. Im Wesentlichen gilt es die Materialströme absolut zu reduzieren, deren Nutzungsdauer zu verlängern, sie im Kreislauf zu führen und so die Umweltbelastungen drastisch zu senken. Ob die Maßnahmen tatsächlich ausreichend sind, erfordert die stete Überprüfung durch ein geeignetes Monitoringsystem. Die Auswahl der Indikatoren basiert dabei auf den Zielen. Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es eine Vielzahl bis zu einem Überangebot an Metriken, die sich an den diversen zirkulären Ansätzen orientieren. Nichtsdestotrotz sind die Monitoringsysteme auf nationaler und europäischer Ebene nicht ausreichend für die adäquate Messung der Kreislaufwirtschaft. Sie enthalten primär massebasierte Indikatoren, die die Abfallwirtschaft bewerten. Für die Messung von Zirkularität fehlen dagegen Indikatoren, die Aussagen über die reale Wiederverwendung und Rückführung von Ressourcen, die Substitution von Primärmaterial und dessen Effekte auf die Umweltauswirkungen erlauben. Darüber hinaus ist es notwendig den Betrachtungsrahmen nicht auf die volkswirtschaftliche Ebene zu beschränken, sondern vielmehr auf der Produkt- und Unternehmensebene auszuweiten.

1 EINLEITUNG

Die globale Ressourcennutzung steigt seit Jahrzehnten ungebremst an und setzt diese Entwicklung ohne politische Maßnahmen auch in Zukunft fort (Desing, Braun, & Hischie 2020, OECD 2019). Die Förderung und Bereitstellung von Ressourcen ist ein ökologischer Hotspot, der etwa ein Viertel der weltweiten Treibhausgasemissionen (THG Emissionen) verursacht (Hertwich et al. 2019). Der Ausstoß der THG Emissionen ist ein wesentlicher Indikator, um die planetare Grenze des Klimawandels zu bewerten, der den Anstieg der Durchschnittstemperatur der Erdoberfläche verursacht (IPCC 2022, Steffen et al. 2015). Es ist somit ein entscheidender Messpunkt, ob die Weltgemeinschaft sich auf dem Entwicklungspfad zur Erreichung des 1,5 Grad Ziels des Pariser Klimaabkommens befindet. Hierzu ist aktuell eine jährliche Reduktion der globalen THG Emissionen um 7,6 % bis 2030 notwendig (UNEP 2021). Die aktuelle Ressourcennutzung übersteigt die festgelegten Grenzwerte um ein Vielfaches. So übersteigt die derzeitige Nutzung von Metallen das klimaverträgliche Ressourcenbudget um Faktor 40 (Desing et al. 2020).
Die zu hohe Ressourcennutzung steht damit in direktem Zusammenhang zu den Entwicklungen des Klimawandels. Zudem ist bekannt, dass die bisher fokussierten Energieeffizienzmaßnahmen nicht ausreichend sind, um die Klimaziele zu erreichen. Vielmehr bedarf es einer Kombination aus Energie- und vor allem Materialeffizienzmaßnahmen (Hertwich et al. 2019, IPCC 2022). An dieser Stelle bietet die Kreislaufwirtschaft einen ganzheitlichen Lösungsansatz zur Steigerung der Ressourceneffizienz und zur Reduktion des Ressourcenbedarfs insgesamt. Der Begriff ist in Deutschland eng verknüpft mit der Abfallwirtschaft, geht jedoch darüber hinaus (Müller et al. 2020). In einer Kreislaufwirtschaft sollen Materialien im Wirtschaftskreislauf gehalten werden, sodass möglichst kein Abfall entsteht. Das zugrunde liegende Ziel ist eine nachhaltige Entwicklung unseres Wirtschaftssystems bzw. unserer gesamten Gesellschaft – es soll eine wettbewerbsfähige Wirtschaft erreicht werden, die innerhalb der planetaren Grenzen wirtschaftet, d. h. klimaneutral und ressourcenschonend. Die Kreislaufwirtschaft folgt damit auf Stoffstromebene drei Wirkungsmechanismen: (1) dem Schmälern des Materialaufwands durch das Vermeiden und Verringern des Ressourcenbedarfs, (2) dem Verlangsamen des Durchsatzes durch das Verlängern von Produkt- und Materialnutzung sowie (3) dem Schließen von Materialströmen, also das Rückführen auf Material- und Rohstoffebene.
Um die tatsächlichen Veränderungen einer umgesetzten Kreislaufwirtschaft messen zu können, bedarf es entsprechender Messpunkte und Indikatoren. Es sind Informationen über die

Materialflüsse notwendig, die in das, durch das und aus dem betrachteten Wirtschaftssystem fließen. Darüber hinaus braucht es Erkenntnisse über die im Zusammenhang stehenden Energieaufwände und Wirkungen auf die planetaren Grenzen, im Speziellen den Klimawandel.
Es bedarf also eines umfassendes Monitoringsystems, um eine Kreislaufwirtschaft zielgerichtet auf nationaler Ebene, Unternehmens- und Produktebene umzusetzen. Dieser Beitrag analysiert das Monitoring der Kreislaufwirtschaft in Deutschland und Europa und zeigt die Möglichkeiten und Grenzen des bestehenden Systems auf. Darüber hinaus wird der Frage nachgegangen, wie die Wirkung einer Kreislaufwirtschaft auf planetare Grenzen wie den Klimawandel abgebildet und gelenkt werden kann.

2 ANFORDERUNGEN AN METRIKEN

Grundlegend für die Messung der Wirkungsweise der Kreislaufwirtschaft ist die Definition von Zielen. Eine Herausforderung besteht in der Diversität der Definitionen, dessen Umfang und komplexen Wirkungsweisen (Kirchherr et al. 2017, Müller, et al. 2020). Die Auswahl entsprechender Metriken und die Entwicklung eines Monitoringsystems ist damit erschwert. Hinzukommt, dass es eine Vielfalt an Bewertungsansätzen gibt. Die EASAC identifiziert über 300 Indikatoren zum Quantifizieren einer Kreislaufwirtschaft (EASAC 2016). Andere Studien bestätigen dies und bezeichnen es teils als Überangebot (Moraga et al. 2019, Parchomenko et al. 2019, Saidani et al. 2019). Die Metriken variieren hinsichtlich ihres Umfangs, Zwecks und Anwendung (Saidani et al. 2019). Zudem gibt es keinen generellen Indikator, der die Vielzahl an Wirkungsweisen allumfänglich inkludiert (Moraga et al. 2019).
Ein Unterscheidungsmerkmal ist die Betrachtungsebene. Sie untergliedert sich üblicherweise in Mikro- (Produkte, Organisationen), Meso- (Industrieparks) und Makroebene (Regionen, Städte, Länder, Welt) (Kirchherr et al. 2017). Des Weiteren sind verschiedene Lebenszyklusphasen bzw. Wertschöpfungsstufen zu berücksichtigen wie die Extraktion, Herstellung, Nutzung und Sammlung & Verwertung. Die unterschiedlichen Ebenen und Stufen greifen ineinander und sind in ein Gesamtsystem eingebunden.
Auch politische Maßnahmen zielen auf differenzierte Ebenen und Stufen, wirken aber ganzheitlich und lassen sich bestenfalls auf der Makroebene untersuchen. Die Notwendigkeit, die Betrachtungsebenen individuell zu beleuchten und gleichzeitig die Gesamtheit abzubilden, bleibt eine zu lösende Herausforderung für das systemische Monitoring.
Darüber hinaus können weitere inhaltliche Anforderungen die Wahl der Indikatoren bestimmen. Ein Beispiel hierfür sind die R-Konzepte, die auf Produktebene die Umsetzung der Kreislaufwirtschaft beschreiben (Reike et al. 2018). Möglich ist auch die Ausrichtung an den Sustainable Development Goals (United Nations 2015). Sie zielen auf den langfristigen Fortbestand der menschlichen Gesellschaft unter Berücksichtigung heutiger und zukünftiger Bedürfnisse im Rahmen der ökologischen Grenzen des Planeten. Das Rahmenwerk definiert die ökonomische, ökologische und soziale Dimension und somit die ganzheitliche Nachhaltigkeit. Der Fokus dieses Beitrags konzentriert sich auf die ökologische Dimension.
Zentral für die Bewertung und Erfassung von Wirkungen der Kreislaufwirtschaft und dessen Maßnahmen der Materialeffizienz bleiben die Stoffströme, da genau hier die Veränderungen ansetzen. Hier sind drei Messbereiche ausschlaggebend:

- Input,
- Throughput und
- Output.

Der Input geht mit der Extraktion als anthropogenem Eingriff aus der Ökosphäre einher. Hintergrund der Entnahme von Rohstoffen ist die Fertigung von Produkten und Bereitstellung von Ressourcen für die Befriedigung der Bedürfnisse der Menschen in der Anthroposphäre. Dabei kann die Umsetzung der Strategien der Kreislaufwirtschaft – Schmälern, Verlangsamen, Schließen - genauso eine Reduktion des Bedarfs an Rohstoffen erreichen wie das Gestalten von Verhaltens- und Konsummustern (Buhl et al. 2017, Desing et al. 2020).
Beim Throughput geht es um den Erhalt der extrahierten Ressourcen in der Anthroposphäre. Dabei geht es nicht nur um die zeitliche Dimension, sondern auch um die Werterhaltung von Produkten und Materialien. Das kann auf Produktebene z.B. die langlebige Gestaltung von

Produkten, die den Erhalt oder gar die Hebung von Funktionalitäten durch Reparaturen ermöglichen. Eine weitere etablierte Maßnahme zum Erhalt von Materialien in der Anthroposphäre ist das Recycling, also die stoffliche Verwertung, die zur Substitution von Primärmaterialien führt.
Der Output aus der Anthroposphäre umfasst Ströme, die aus verschiedenen Gründen nicht weiter nutzbar sind. Dazu gehören zum Beispiel Abfälle, die der Deponierung zuzuführen sind, aber auch dissipative Verluste, die entlang der Wertschöpfungskette auftreten.
Rohstoffströme sind durch anthropogene Extraktion und Nutzung mit Umweltwirkungen und Umweltbelastungen verbunden. Zur Messung einer Kreislaufwirtschaft braucht es neben massebasierten Indikatoren und als vierten Messbereiche (4) die Wirkung auf die Umwelt, aber auch Gesellschaft und Wirtschaft abgebildet werden.

3 METRIKEN: EIN STATUS QUO

Das Monitoring Framework für die europäische Kreislaufwirtschaft umfasst eine Mehrzahl an länderspezifischen Indikatoren, die Eurostat zusammenträgt (Eurostat, 2021). Die 22 Indikatoren sind den Themenbereichen Produktion und Konsum, Abfallmanagement, Sekundärmaterialien sowie Wettbewerb und Innovation zugeordnet. Dabei handelt es sich ausschließlich um massebasierte Kennzahlen, die teilweise verbunden sind mit wirtschaftlichen Kennzahlen. Dazu zählen u. a. die inländisch gewonnenen Rohstoffe, die Importe von Rohstoffen und auch das zurückgeführte recycelte Material. Mit zunehmender Ressourcenschonung sollte der Wert dieses Indikators sinken. Der Hauptfokus liegt allerdings auf Indikatoren, die Abfallströme quantifizieren. Sie bilden die anfallende Abfallmengen differenziert nach Abfallart ab und dessen Anteil am gesamten Abfallaufkommen. Zusätzlich werden die Verwertungspfade betrachtet und die Mengen erfasst, die einer thermischen oder stofflichen Verwertung zugeführt werden. Ins Verhältnis gesetzt ergibt sich darüber die Recyclingquote. Der Indikator gibt Auskunft über die Funktionsfähigkeit des jeweiligen Abfallsystems. Die Aussagekraft hängt klar von dem jeweiligen Messpunkt ab, der dabei gewählt wird. Ob und wo das entstehende Sekundär- bzw. Recyclingmaterial Verwendung findet, bleibt allerdings offen.
Eine wesentliche Neuerung stellt die Circular Material Use Rate dar (Eurostat 2021). Die Menge an Abfall, die einer stofflichen Verwertung zugeführt wird, wird mit dem insgesamt verarbeiteten Material ins Verhältnis gesetzt. Der Indikator zeigt, welchen Anteil die stoffliche Verwertung am insgesamt benötigten Material haben kann. Um eine spezifische Aussage treffen zu können, ist ausschlaggebend, an welchen Stellen des Systems die Daten zu den Mengen erhoben werden. Sinnvoll erscheint hier, dass die Mengen, die tatsächlich als Recyclingmaterial der Wirtschaft wieder zur Verfügung stehen, betrachtet werden. Hier gibt es aufgrund der bisherigen Datenerhebung noch Unklarheiten, die weiter diskutiert werden müssen.
Bisher nicht berücksichtigt werden die Stoffströme, die im System verbleiben – im sogenannten Stock oder anthropogenen Lager. Die Wirkungen von Wiedernutzung und Nutzungsdauerverlängerung wird damit im Monitoringsystem nicht abgebildet.
Ebenso wird die Qualität des rückgeführten Materials nicht erfasst oder welche Wirkung im ökologischen oder soziökonomischen Bereich mit der Rückführung erreicht wird. Mit dem Indikator End-of Life Recycling Input Rate wurde auf europäischer Ebene eine methodische Grundlage eingeführt, mit der theoretisch die Qualität des Recyclings erfasst werden könnte. Der Anteil an tatsächlich verwendeten Recyclingmaterial soll auf Elementebene gemessen werden. Allerdings fehlen dafür bisher die Datengrundlagen und es können nur Schätzungen ausgewiesen werden.
Ein Blick auf das europäische Indikatorenset zeigt einen Fokus auf die Abfallwirtschaft. Die Messebenen des Throughputs und der Wirkung auf die Umwelt werden nicht abgedeckt. Auch der Beitrag zur ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeit durch Strategien der Kreislaufwirtschaft ist nicht ausgewiesen. Sie sind beispielsweise nur durch das Ausweisen der Investitionen und Wertschöpfung relevanter Sektoren sowie Anzahl der Beschäftigten berücksichtigt.

4 KLIMASCHUTZPOTENZIAL VON KREISLAUFWIRTSCHAFT

Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft werden methodisch über lebenszyklusweite Bilanzierungen, z. B. über Ökobilanzen bzw. Life Cycle Assessments (LCA), kalkuliert. Ausgangspunkt ist die Produktebene. Hier erfolgt die Abbildung bestehender Produkte oder Prozesse sowie

neuer alternativer Produktsysteme. Eine solche Neuerung eines Produktsystems im Sinne der Kreislaufwirtschaft ist z.B. der Ersatz von Primär- durch Recyclingmaterialien. In einem Bottom Up Ansatz können die so kalkulierten ökologischen Einsparungen auf nationaler Ebene skaliert werden (European Commission, Joint Research Centre 2011).
Hier kommt es auf der Ebene der LCA selbst und bei der Skalierung zu methodischen Herausforderungen. Die Durchführung ist aufwendig und die Ergebnisse solcher Bilanzierungen repräsentieren keine absoluten, sondern Vergleichswerte. So kann z.B. die Frage beantwortet werden, ob die zirkuläre gegenüber der linearen Fertigung eines Produkts zu einer Reduktion der Umweltwirkung führe. Die Ergebnisse variieren aufgrund von Annahmen und Systemgrenzen und müssen produktübergreifend in den Zusammenhang gestellt werden (European Commission, Joint Research Centre 2011). Zudem zeigen sie nicht, ob die Einsparungen zum Erreichen der Klimaziele genügen. Dazu bedarf es der Skalierung auf globaler Ebene.
Eine Studie von Material Economics prognostiziert für das Jahr 2050 bei Anwendung ambitionierter Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft auf die Materialien Beton, Stahl, Aluminium und Kunststoffe ein THG-Einsparpotenzial von 56 % gegenüber dem Emissionslevel im Jahr 2050, welches ohne Maßnahmen erreicht werden würde (Material Economics 2018). Den größten Effekt hat dabei die Rezirkulation von Materialien.
Auch für Deutschland zeigen sich erhebliche Einsparpotentiale. Die Circular Economy Initiative Deutschland publiziert die Entwicklung des Rohstoffkonsums und der damit verbundenen THG Emissionen unter Einfluss von Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft. Insgesamt können 68 % der genutzten Primärrohstoffe eingespart werden. Das entspricht über 800 Mio. t CO_2-Äq bis 2050. Diese enorme Reduktion ermöglicht insbesondere den Ersatz fossiler Energieträger, die zunehmende Nutzung von Recyclingmaterialien und eine Erhöhung der Materialeffizienz. Letztere erreicht vor allem eine Verlängerung der Produktlebensdauer sowie Nutzungsintensivierung und dessen Materialeinsparungen (Kadner et al. 2021).
Die Untersuchungen zeigen insbesondere die Kreislaufschließung als Hebel bei der Reduktion der Umweltauswirkungen. Hintergrund ist der geringere Energieaufwand bei der Bereitstellung von Recyclingmaterialien. Die Nutzung anderer Produktionsrouten verursacht geringere THG Emissionen als herkömmliche Verfahren. Zur Ausschöpfung der vollen ökologischen Einsparpotenziale sollte jedoch nicht nur auf das Recycling geachtet werden. Vielmehr müssen die diversen R-Strategien der Kreislaufwirtschaft zusammenwirken. Dessen Umsetzung beginnt bereits beim Produktdesign und das gilt auch für das Recycling. Um dessen volle Potenziale realisieren zu können, braucht es eine entsprechende Produktgestaltung, die Maßnahmen zur Verlängerung der Produktlebensdauer und die effektive Rückführung von Materialien in der Entsorgungsphase ermöglicht.

Zusammenfassend zeigen sich vier wesentliche Voraussetzungen zur Realisierung der ökologischen Einsparungen, orientiert an den THG Emissionen im Kontext der Kreislaufwirtschaft. Grundlegend bleibt die Substitution von fossilen Energieträgern durch erneuerbare Energien. Zudem sind Primärmaterialien durch Recyclingmaterialien zu substituieren, was der Schließung von Stoffströmen als wesentliche Strategie der Kreislaufwirtschaft entspricht. Das inkludiert auch die Umstellung der Aufbereitungs- und Verarbeitungsprozesse. Im Kontext des Recyclings ist eine weitere Voraussetzung das Erreichen des funktionalen Recyclings in ausreichenden Mengen. Somit müssen Qualitätsverluste und das sogenannte Downcycling vermieden werden. Abschließend ist es entscheidend, dass das anthropogene Lager nicht weiterwächst. Der Erhalt der Infrastruktur durch einen steigenden Anteil an Sekundärmaterialien führt nur dann zur Reduktion des Primärbedarfs, wenn die Menge an zu ersetzenden Ressourcen stagniert oder gar sinkt.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Das Erreichen der Klimaziele und somit die Schaffung eines zukunftsfähigen Gesellschaftssystems ist nur noch durch eine Kombination aus Energie- und Materialeffizienz Maßnahmen möglich. Das begründet sich in der Knappheit von Ressourcen, aber auch in den enormen Umweltwirkungen, die mit der Extraktion, Verarbeitung, Nutzung und Entsorgung von Ressourcen einhergeht. Die Kreislaufwirtschaft bietet Möglichkeiten, Stoffströme zu schmälern, zu verlangsamen und zu schließen. Damit wird eine Reduktion des Ressourcenbedarfs erreicht und damit

einhergehend sollten auch die Umweltbelastungen verringert werden. Der vielversprechende Ansatz ist auf politischer Ebene weitreichend anerkannt und wird durch verschiedene Maßnahmen vorangetrieben. Um die Umsetzung zu überprüfen und damit die Ziele einer Verringerung von Ressourcenbedarf und Umweltbelastungen zu erreichen, braucht es ein geeignetes Monitoringsystem. Auf den festgelegten Zielen baut die Auswahl geeigneter Indikatoren auf. Zum aktuellen Zeitpunkt gibt es eine Vielzahl an Metriken, die zum Teil als Überangebot beschrieben werden. Das ist nicht verwunderlich, denn es gibt diverse Ansätze in der Kreislaufwirtschaft, die auf verschiedenen Betrachtungsebenen wirken.

Bisherige Messsysteme auf nationaler und europäischer Ebene beinhalten primär massebasierte Indikatoren bezogen auf abfallwirtschaftliche Masseströme. Das ist eine solide Grundlage, die es zu erweitern gilt. Nur so ist es möglich, klare Aussagen über die Funktionsweise und tatsächliche Kreislaufschließung abzuleiten. So verfügt das deutsche bzw. europäische Indikatorenset zur Abbildung der Kreislaufwirtschaft über Indikatoren, die die Leistungsfähigkeit des Abfallsammelsystems beschreiben können. Ob und welche Mengen an Ressourcen tatsächlich in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt werden und welches Primärmaterial sie ersetzen, bleibt unbekannt und damit auch die Wirkung auf weitere Umweltkategorien. Mögliche Indikatoren hierfür sind die Circular Material Use Rate oder auch die Substitutionsquote. Für die Einführung und Etablierung fehlt aktuell jedoch eine solide Datengrundlage.

Es ist außerdem deutlich, dass neben dem Output auch weitere Messpunkte von Interesse sind. Throughput-Indikatoren werden aktuell gar nicht erfasst. Hier ist die Einführung der Stocking Rate möglich. Auch die Wahl der Betrachtungsebene (Mikro, Meso, Makro) ist ausschlaggebend. Die beschriebenen Erhebungen des statistischen Bundesamtes erfolgen meist auf der Makro- und somit auf volkswirtschaftlicher Ebene. Je nach politischer Fragestellung können aber auch weitere Ebenen von Interesse sein. Dazu zählt zum Beispiel die Abbildung der inneren Kreislaufschließung, die auf die Verlängerung von Lebenszyklen hinweist. Solche Fragestellungen können durch die Untersuchung der Reparaturfähigkeit oder auch durchschnittlichen Produktlebensdauer beantwortet werden.

Letztendlich können reine massebasierte Indikatoren nicht abbilden, welche Umweltwirkungen mit den Stoffströmen verbunden sind. Hier braucht es die Einbindung und Herstellung der Zusammenhänge zu Umweltwirkungskategorien. Eine etablierte Methode ist die Ökobilanz, auch Life Cycle Assessment.

Zusammenfassend zeigt sich im Kontext der angestrebten Kreislaufwirtschaft der Bedarf einer erweiterten Erfassung der Stoffströme über den aktuellen Fokus auf abfallwirtschaftliche Kennzahlen hinaus. Das Monitoring sollte das Beschreiben der Stoffströme einer Volkswirtschaft insgesamt ermöglichen sowie die Lenkungswirkung von Maßnahmen abbilden können. Die Darstellung der damit einhergehenden Umweltwirkungen ist dringend notwendig, um die gesetzten Ziele für eine nachhaltige Transformation zu erreichen.

LITERATUR

Buhl, J., Liedtke, C., Bienge, K. (2017). How Much Environment Do Humans Need? Evidence from an Integrated Online User Application Linking Natural Resource Use and Subjective Well-Being in Germany. Resources, S. 67-80.

Desing, H., Braun, G., Hischier, R. (2020). Ecological resource availability: a method to estimate resource budgets for a sustainable economy. Global Sustainability, S. 1-11.

EASAC; Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina. (2016). Indicators for a circular economy. Halle (Saale): EASAC; Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina.

European Commission, Joint Research Centre. (2011). ILCD handbook: general guide for life cycle assessment: detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Eurostat. (2021). Circular Material Use Rate: Calculation Method. Von Eurostat: https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/products-manuals-and-guidelines/-/KS-GQ-18-013?inheritRedirect=true&redirect=%2Feurostat%2Fpublications%2Fmanuals-and-guidelines abgerufen

Eurostat. (2021). Kreislaufwirtschaft: Indikatoren. Von Eurostat: https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/circular-economy/indicators abgerufen

Hertwich, E., Ali, S., Ciacci, L., Fishman, T., Heeren, N., Masanet, E., Asghari, F. N., Pauliuk , S., Tu, Q., Wolfram, P. (2019). Material efficiency strategies to reducing greenhouse gas emissions associated with buildings, vehicles, and electronics—a review. Environmental Research Letters.

IPCC. (2022). Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change. Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Kadner, S., Kobus, J., Hansen, E., Akinci, S., Elsner, P., Hagelüken, C., Jaeger-Erben, M., Kick, M., Kwade, A., Kühl, C., Müller-Kirschbaum, T., Obeth, D., Schweitzer, K., Stuchtey, M., Vahle, T., Weber, T., Wiedemann, P., Wilts, H., von Wittken, R. (2021) Circular Economy Roadmap für Deutschland. Circular Economy Initiative Deutschland, acatech/SYSTEMIQ, München/London 2021. DOI: 10.48669/ceid_2021-3

Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M. (2017). Literature Review, Sammlung von 117 Definitionen; Unterscheidung in Definitionen und Konzepte; Betrachtung der Entwicklung und welche Konzepte (3R, 4R, Abfallhierarchie) benannt werden; Unterscheidung in Definitionen die CE untergraben und nicht als ganzh. Resources, Conservation and Recycling, S. 221-232.

Material Economics. (2018). The Circular Economy: A Powerful Force for Climate Mitigation. Von Material Economics: https://materialeconomics.com/publications/the-circular-economy abgerufen

Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., van Acker, K., de Meester, S., Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? Resources, Conservation and Recycling, S. 452-461. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.03.045

Müller, F., Kohlymeyer, R., Krüger, F., Kosmol, J., Krause, S., Dorer, C., Röhreich, M. (2020). Leitsätze einer Kreislaufwirtschaft. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

OECD. (2019). Global material resources outlook to 2060. Paris: OECD.

Parchomenko, A., Nelen, D., Gillabel, J., Rechberger, H. (2019). Measuring the circular economy - A Multiple Correspondence Analysis of 63 metrics. Journal of Cleaner Production, S. 200-216.

Reike, D., Vermeulen, W., & Witjes, S. (2018). The Circular Economy: New or Refurbished as CE 3.0? Exploring Controversies in the Conceptualization of the Circular Economy through a Focus on History and Resource Value Retention Options. Resources, Conservation and Recycling, S. 246-264.

Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., Cluzel, F., Kendall, A. (2019). A Taxonomy of Circular Economy Indicators. Journal of Cleaner Production, S. 542-559.

Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, 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., Oersson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science, S. 1259855-1259855. DOI: 10.1126/science.1259855

UNEP. (2021). Emissions Gap Report 2021. The Heat is On - A World of Climate Promises Not Yet Delivered. . Nairobi: UNEP; International Resource Panel.

United Nations. (2015). Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. New York: United Nations.

Circularity Assessment of Packaging with the Packaging Cockpit

M. Tacker[1]
[1)] Circular Analytics TK GmbH, Vienna, Austria

ABSTRACT: The landscape of European Packaging legislation is steadily getting more complex. At the EU level, the European Union plans to reduce the output of greenhouse gases by 55% by 2030. To achieve that goal, the European economy has to be transformed into a circular economy so that precious resources stay as long as possible in the material stream. These undertakings heavily impact the European Packaging Industry because packaging is often used only once and for a comparatively short time. So, there is a considerable generation of packaging waste of more than 178 kg per person in the EU and growing. To reduce packaging waste and the environmental impacts of packaging the Circular Economy Package and the Green Deal were passed on the European level as well as several directives that concern packaging (Packaging and Packaging Waste Directive, Waste Framework Directive etc.). The EU-legislation is complemented in many countries by additional national laws or directives adding national peculiarities. For brand owner and retail chains it is getting more and more difficult to stay abreast of these developments and a lot of specific data for packaging are necessary to fulfill national requirements and reporting obligations. Circular Analytics developed together with ECR-Austria and GS1 standardized packaging specifications that include all the attributes necessary to automatically calculate packaging recyclability and a standardized Life Cycle Assessment (LCA) of packaging. This is the basis for a sharing of packaging specification data along the supply chain – from packaging manufacturers to fillers, brand owner, retailer, and packaging systems (dual systems).
Packaging Cockpit is a packaging management software with the following features:
a. Transfer of packaging data along the supply chain
b. Calculation of Recyclability
c. Calculation of a streamlined LCA according to PEF (product environmental footprint)

Packaging recyclability is calculated for all packaging materials according to the WPO/ECR-Circular Packaging Design Standard, the first global circular packaging design guideline, that includes the relevant guidelines available – CEPI for paper, Recyclass, - and national standards such as the German “Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen”. For the calculation the country specific collection, sorting and recycling streams are applied, so recyclability is country-specific and may differ significantly between countries. Circularity and direct environmental impacts of packaging as measured by LCA are important parameters to characterize packaging sustainability, but do not give the complete picture. For a holistic sustainability assessment of packaging a model for holistic sustainability assessment was developed by FH Campus Vienna and Circular Analytics. This model is based on three pillars, product protection, circularity and environmental impact.

1 LEGAL ENVIRONMENT

The landscape of European Packaging legislation is steadily getting more complex. On the EU-level the European Union plans to reduce the output of greenhouse gases by 55% by 2030. In order to achieve that goal, the European economy has to be transformed into a circular economy so that precious resources stay in circulation as long as possible.
The European Packaging Industry is heavily impacted by these undertakings because packaging is very often used only once and for a comparatively short time. So, there is a considerable generation of packaging waste of more than 178 kg per person in the EU.
To reduce packaging waste and the environmental impacts of packaging the Circular Economy Package and the Green Deal were passed on the European level as well as a number of directives that concern packaging (Packaging and Packaging Waste Directive, Waste Framework Directive etc.). The EU-legislation is complemented in many countries by additional national laws or directives adding national peculiarities.

For brand owner and retail chains it is getting more and more difficult to stay ahead of these developments and a lot of specific data for packaging are necessary to fulfill national requirements and reporting obligations.

2 PACKAGING COCKPIT

Circular Analytics developed together with ECR-Austria and GS1 standardized packaging specifications that include all the attributes necessary to automatically calculate packaging recyclability and a standardized LCA of packaging. This is the basis for a sharing of packaging specification data along the supply chain – from packaging manufacturers to fillers, brand owner, retailer and packaging systems (dual systems).
Packaging Cockpit is a packaging management software with the following features:

a. Transfer of packaging data along the supply chain
b. Calculation of Recyclability
c. Calculation of a streamlined LCA according to PEF (product environmental footprint)

Packaging recyclability is calculated for all packaging materials according to the WPO/ECR-Circular Packaging Design Standard, the first global circular packaging design guideline, that includes the relevant guidelines available – CEPI for paper, Recyclass, - and national standards such as the German “Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen”. For the calculation the country specific collection, sorting and recycling streams are applied, so recyclability is country-specific and may differ significantly between countries.
Circularity and direct environmental impacts of packaging as measured by LCA are important parameters to characterize packaging sustainability, but do not give the complete picture.

3 HOLISTIC SUSTAINABILITY ASSESSMENT

For a holistic sustainability assessment of packaging a model for holistic sustainability assessment was developed by FH Campus Vienna and Circular Analytics. This model is based on three pillars, product protection, circularity and environmental impact that encompass a number of different criteria (see figure for food packaging).

Fig. 1: Holistic Sustainability Assessment of food packaging

When optimizing packaging it is important to consider and measure all relevant sustainability criteria because otherwise conflicting goals are not properly taken account of.

4 CONCLUSION

The transformation of the European Industry towards circular economy has a huge impact on the whole supply chain. Several specific packaging specification data as well as key performance indicators such as recyclability and carbon footprint will be needed in future along the whole supply chain. The Packaging Cockpit is a web-based packaging management software enabling data transfer along the whole supply chain and the automatic calculation of recyclability and LCA.
It is an important tool for packaging optimization as well but for holistic sustainability assessment a more complex sustainability assessment model must be applied that includes product protection, circularity and environmental impacts.

Wie man die Recyclingfähigkeit von Produkten quantifiziert

H. Rechberger[1], C. Roithner[1] & O. Cencic[1]
[1)] TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Recyclingfähigkeit eines Produktes hängt grundsätzlich von sehr vielen Gegebenheiten ab, die prinzipiell in zwei Kategorien unterschieden werden können. Solche, die direkt mit dem Produkt zusammenhängen und solche, die produktunabhängig sind. Ein mit dem Produkt zusammenhängender Einfluss auf die Recyclingfähigkeit ist die materielle Zusammensetzung des Produktes an sich. So ist ein Produkt, das aus nur einem Stoff bzw. Material besteht (z.B. Altglas) leichter zu recyceln als ein sehr komplex zusammengesetztes Produkt (z.B. ein Smartphone). Weiters hängt die Recyclingfähigkeit eines Materials direkt mit seiner Konzentration (Verdünnung) in einem Produkt zusammen und ob Materialien bzw. Komponenten voneinander getrennt werden können (z.B. Steck- versus Klebeverbindung). All diese materiellen Eigenschaften können mittels einer Stoffbilanz dargestellt und mittels Statistischer Entropie quantifiziert werden. Daraus lässt sich dann eine relative produktinhärente Recyclingfähigkeit (RPR) herleiten, die von 0 bis 100% geht. RPR = 0% bedeutet, dass die Stoffe in einem Produkt maximal vermischt und nicht trennbar sind. RPR = 100% bedeutet, dass die Stoffe in Reinform und trennbar vorliegen. Die Anwendbarkeit der Methode wird anhand von zwei Beispielen (Smartphone und Wohnhaus) demonstriert.

1 EINLEITUNG

Die Recyclingfähigkeit von Produkten hängt von mehreren Gegebenheiten ab, die grundsätzlich drei Sphären zugeordnet werden können. Da wäre zum einen das Produkt selbst mit seiner materiellen Zusammensetzung. Eine weitere Sphäre bildet das Abfallwirtschaftssystem, welches bestimmt wie das Produkt gesammelt und behandelt wird. Und schließlich gibt es noch die Sphäre der Volkswirtschaft, welche u.a. bestimmt, ob es für das Recyclingprodukt einen Markt gibt. Alle drei Sphären müssen für ein Produkt „funktionieren“, damit das Produkt als Ganzes als kreislauffähig bewertet werden kann. Im Folgenden wird eine Methode vorgestellt, die sich der ersten Sphäre widmet.

2 METHODE

Ein Produkt besteht in der Regel aus verschiedenen Komponenten, welche wiederum aus mehreren Ebenen an Subkomponenten aufgebaut sein können. Jede Komponente besteht aus mindestens einem Material bzw. einem Stoff. So geht das Portfolio von Produkten, die eine sehr einfache bzw. homogene materielle Zusammensetzung aufweisen, bis zu sehr komplexen Produkten, mit vielen Inhaltsstoffen. Die Stoffverteilung in einem Produkt kann mittels einer Stoffbilanz und statistischer Entropie quantifiziert werden. So bedeutet bspw. ein hoher Entropiewert, dass die Stoffe eher verdünnt und nicht voneinander trennbar im Produkt vorliegen. Um die Entropieergebnisse anschaulicher zu machen, wird eine relative produktinhärente Recyclingfähigkeit (RPR) hergeleitet, die von 0 bis 100% geht. RPR = 0% bedeutet, dass die Stoffe bzw. Materialien in einem Produkt maximal vermischt und nicht trennbar sind. RPR = 100% bedeutet, dass die Stoffe bzw. Materialien in Reinform und trennbar vorliegen. Die Methode ist in (Roithner et al. 2022a) beschrieben.

3 ANWENDUNGSBEISPIELE

In Abb. 1 wird die relative produktinhärente Recyclingfähigkeit eines Smartphones in Abhängigkeit der durchgeführten Zerlegungsschritte dargestellt. Das Smartphone, das nicht zerlegt werden kann, startet mit einer RPR von ca. 41%. Nimmt man an, dass das Smartphone in alle seine Komponenten und Subkomponenten zerlegt werden kann, dann erreicht man eine RPR von rund

87%. In Szenario 2 können die grau hinterlegten Komponenten nicht getrennt werden, was die RPR deutlich reduziert.

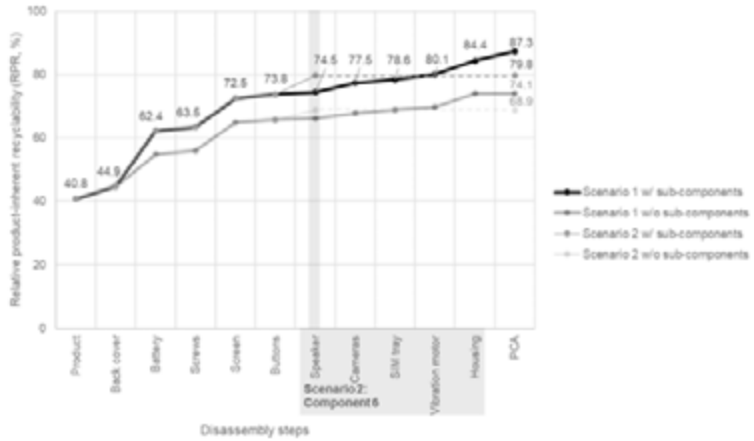


Abb. 1: Produktinhärente Recyclingfähigkeit eines Smartphones in Abhängigkeit der Zerlegung (Roithner et al. 2022a)

Die Methode der RPR kann prinzipiell auf jedes Produkt angewendet werden, alleinige Voraussetzung ist, dass ausreichende Information über die materielle Produktzusammensetzung bekannt ist. Um dies zu demonstrieren, werden im Gegensatz zum kleinen Smartphone in Abb. 2 die RPRs zweier Mehrfamilienwohnhäuser (rund 5000 m² Wohnfläche) dargestellt, die sich lediglich in ihrer Bauweise unterscheiden (Roithner et al. 2022b). Es zeigt sich, dass die beiden Bauweisen je nach Aufwand, der in den selektiven Rückbau gesteckt wird, unterschiedlich abschneiden. Erfolgt keinerlei Rückbau („Abrissbirne“), erreicht die Betonbauweise eine höhere RPR. Dies ändert sich mit der Rückbautiefe und damit der Zerlegung der Bauwerke in recyclingfähige Materialgruppen bzw. wiederverwendbare Bauteile.

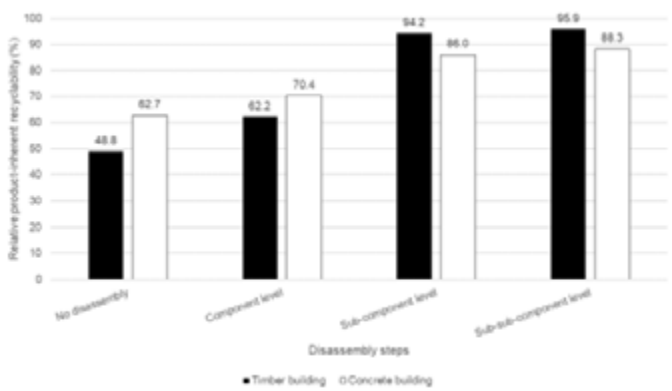


Abb. 2: Produktinhärente Recyclingfähigkeit zweier funktionell identischer Wohngebäude in Abhängigkeit der Rückbautiefe (Roithner et al. 2022b)

LITERATUR

Roithner, C., Cencic, O., Rechberger, H. (2022a) Product design and recyclability: How statistical entropy can form a bridge between these concepts - A case study of a smartphone. Journal of Cleaner Production 331, 129971.

Roithner, C. Cencic, O., Honic, M., Rechberger, H. (2022b) Recyclability assessment at the building design stage based on statistical entropy: A case study on timber and concrete building. Resources, Conservation & Recycling 184, 106407.

Recyclingquoten für Siedlungsabfälle – eine hohe Hürde

Th. Pretz[1], A. Feil[2] & K. Greiff[2]
[1)] Ingenieurgesellschaft pbo, Aachen, Deutschland
[2)] RWTH Aachen University, Lehrstuhl Anthropogene Stoffkreisläufe ANTS, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Recyclingquoten für Siedlungsabfälle sollen in Europa zu einer Intensivierung von stofflichen Verwertungsmaßnahmen führen. Der Beitrag zeigt auf, dass das ambitionierte Ziel von 65% werkstofflicher Verwertung nur dann zu erreichen ist, wenn biogene Abfälle wie Küchen- und Gartenabfälle in großem Umfang getrennt erfasst und verwertet werden. Als Grundlage für alle abfallwirtschaftlichen Maßnahmen zur stofflichen Verwertung werden die Sortiervorgänge durch Abfallerzeuger, in Sortier- und in Recyclinganlagen untersucht. Die Beispiele zeigen auf, dass in ländlichen Strukturen Ziele mit umfangreichen Maßnahmepaketen erreicht werden können. Steht wie in Großstädten kein ausreichender Gartenabfall zur Verfügung, sind massive Reduzierungen der Restabfallmenge erforderlich. Maßnahmen dazu bedürfen ambitionierter Abfallvermeidung.

1 EINFÜHRUNG

Die stetige Fortentwicklung von abfallwirtschaftlichen Zielen hin zu einer Kreislaufwirtschaft führte auf europäischer Ebene zu der Abfallrahmenrichtlinie (EU 2018). Für den Bereich der Siedlungsabfälle wurden ambitionierte Ziele formuliert, die den Anteil an Siedlungsabfällen betreffen, die einer werkstofflichen Verwertung zugeführt werden sollen. Diese „Recyclingquoten“ wurden inzwischen in zahlreiche nationale Gesetze zur Abfallwirtschaft bzw. Kreislaufwirtschaft übernommen. In Deutschland finden sich die Recyclingquoten im Kreislaufwirtschaftsgesetz unter §14, im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz sind sie im Anhang 1a enthalten (Bundesrepublik Deutschland 2020), (Bundesrepublik Österreich 2022).
Die Festlegung von Zielen im Hinblick auf werkstofflich zu verwertende Abfallanteile aus Siedlungsabfällen entfaltet eine starke Lenkungswirkung sowohl auf abfallwirtschaftliche Strategien als auch in Bezug zur notwendigen technischen Infrastruktur. Siedlungsabfälle beschreiben u.a. die meisten haushaltsnah erfassten Abfälle, die in kommunaler Regie und für die unter die Produktverantwortung fallenden Verpackungen in privatrechtlicher Regie gesammelten Abfallarten. Die Strategien zur Erreichung von Recyclingzielen setzen daher voraus, dass in der gesamten Kette von der Abfallerfassung über eine vorbereitende Sortierung bis hin zum abschließenden stoffspezifischen Recyclingprozess alle Möglichkeiten zur Prozessoptimierung genutzt werden.
Der Beitrag beleuchtet an Beispielen, welche Maßnahmen in den Stoffketten nötig sind und wo technische Grenzen erreicht werden.

2 RECYCLINGQUOTEN

Die werkstoffliche Verwertung von Abfällen wird von der energetischen Verwertung unterschieden, im deutschsprachigen Raum wird zusätzlich für kunststoffhaltige Abfälle eine Kategorie der rohstofflichen Verwertung geführt. Letztere ist insbesondere vor dem Hintergrund der seit einigen Jahren geförderten Technologien des „chemischen Recyclings“ von kunststoffhaltigen Abfällen von wachsender Bedeutung. Nach geltender Auslegung zählen zum werkstofflichen Recycling nur die Prozesse, die die Polymereigenschaften erhalten. Der bereits in den Anfängen des Kunststoffrecyclings durch die Produktverantwortlichen vorgeschlagene Weg, über chemische Prozesse Polymere zu zerlegen und auf diesem Weg Rohstoff für die erneute Kunststoffproduktion zu erzeugen, war lange Jahre nicht verfolgt worden. Erst die öffentliche Diskussion in Verbindung mit ambitionierten Recyclingzielen hat den Weg erneut eröffnet. Inzwischen sind zahlreiche Industrieunternehmen in der Phase, große Verwertungskapazitäten aufbauen zu können (320° 2022). Dieser Schritt wird aufgrund begrenzter technischer Möglichkeiten im konventionellen werkstofflichen Verwertungsweg als notwendige Ergänzung auf dem Weg zur Zielerreichung

gesehen und hat bereits Eingang in die speziellen Branchenreports gefunden (PlasticsEurope 2021).

Hintergrund der Initiative zur Verbesserung von Recyclingquoten ist ein Wechsel der Berechnungsmethode. Über lange Jahre waren die Abfallmengen im Fokus, die zur Verwertung bereitgestellt wurden. Die Bereitstellung erfolgte sowohl durch getrennte Sammlung als auch durch Sortierung von getrennt gesammelten Gemischen. Der Wechsel von der INPUT-Perspektive zur OUTPUT-Perspektive führt nun dazu, dass die in den Prozessketten aus technischen und qualitativen Gründen anfallenden Massenanteile, die nicht werkstofflich, sondern energetisch verwertet werden, von den Inputmengen in Abzug gebracht werden.
In der abfallwirtschaftlichen Praxis führt dies zu erheblichem Aufwand, um das Verhältnis von Input zu Output eindeutig und nachvollziehbar dokumentieren zu können. Sehr einfach wurde die Bilanzregel für biogene Abfälle aus haushaltsnaher Sammlung gestaltet. Hier wird die Sammelmenge lediglich um die nachweislich entnommenen und entsorgten Fremdstoffmengen reduziert. Die aufgrund biologischer Prozesse insbesondere aerober Art auftretenden Massenverluste bleiben unberücksichtigt, so dass Transferkoeffizienten deutlich über 90% erreichbar sind.
Obermeier & Lehmann (2019) haben sich mit den für die Berechnung von Recyclingquoten für Siedlungsabfälle anzuwendenden Transferkoeffizienten intensiv befasst und die wichtigsten Größen entsprechend Tab. 1 angegeben.

Tab. 1: Transferkoeffizienten für Siedlungsabfälle nach Obermeier

	Wert	von	bis
Hausmüll	5%		
Sperrmüll		20%	50%
Grünabfall	99%		
Bioabfall	97%		
Altglas	89%		
Altpapier	87%		
Metalle	93%		
Kunststoffe/LVP		20%	50%
Altholz	27%		
Textilien	80%		
Verbunde	76%		

Die Berechnung von Recyclingquoten für Siedlungsabfälle erfolgt durch Multiplikation von erfassten Stoffmengen für eine stoffliche Verwertung mit den jeweiligen stoffspezifischen Transferkoeffizienten (EU 2019). In dem Durchführungsbeschluss sind für verschiedene Stoffsysteme zur werkstofflichen Verwertung „Berechnungspunkte“ definiert, die vereinfacht den Eintrag in die letzte Behandlungsstufe beschreiben. Der Wert von 5% für den Hausmüll gibt die Größenordnung an, in der Metalle aus den Rostaschen von Müllverbrennungsanlagen recycelt werden. Für Bioabfall weist er optimistische 97% als Transferkoeffizient aus, auf den später noch eingegangen wird. Der Transferkoeffizient für Altglas beschreibt mit 89% das durchschnittliche Produktausbringen, das in Altglas-Recyclinganlagen erzielt werden kann, bevor das aufbereitete Altglas in eine Schmelzwanne gelangt. Die Sortierung von Metallen, organischen Begleitstoffen, Keramik, Steine und Porzellan (KSP) sowie Feingut < 1mm führt zu einem Massenverlust zwischen Sammelmenge und verwertbarem Altglas von ca. 11%.

Auch beim Recycling von getrennt erfasstem Altpapier werden Verluste erzeugt. Der Anhang I des Durchführungsbeschlusses nennt als Berechnungspunkt für das Stoffsystem Papier/Karton jedoch den Eintrag in den Pulper. In der Bilanzrechnung unberücksichtigt bleiben daher die mit dem Pulper und den nachfolgenden Prozessschritten verbundenen Massenverluste. Im Pulper wird nicht nur Papier in Fasern aufgelöst, hier erfolgen auch wesentliche Reinigungsschritte, die trockenmechanisch nicht durchführbar wären. Leichte Fremdstoffe wie Kunststofffolien schwimmen ebenso auf wie verklebte Papierbestandteile und werden als sogenannter „Zopf“ abgeführt. Schwere Fremdstoffe aus Metall oder Keramik werden in einer „Schwergutfalle“ gesammelt. Den Pulper-Prozess verlassen schließlich nur Fasern, die den Siebboden passieren können, nicht aufgelöste Papiere verbleiben hier ebenfalls als Sortierrest. In der nächsten Sortierstufe wird die

Faser-Pulpe gesiebt, dieser Prozess wird in der Papiertechnik als „Sortierung“ bezeichnet. Der von Obermeier genannte Transferkoeffizient von 87% beschreibt eher das tatsächliche Wertstoffausbringen als das am Berechnungspunkt Eintrag Pulper.
Die Festlegung von Berechnungspunkten wird fragwürdig, wenn der für Papier mit dem für Kunststoffe verglichen wird. Im Fall von Kunststoffen liegt der Berechnungspunkt am Eintrag in die letzte Behandlungsstufe wie etwa den Extrusionsprozess. Zu diesem Zeitpunkt sind bereits alle relevanten Massenverluste durch Wasch- und Sortierprozesse sowie durch Trocknung realisiert, so dass die Recyclingquote wesentlich realitätsnaher ermittelt wird als im Fall des Stoffsystems Papier.

Aus den beispielhaften Ausführungen wird deutlich, dass in der Prozesskette von der Abfallerzeugung bis zur werkstofflichen Verwertung Sortierprozesse notwendig sind, die zwangsläufig zu einer Begrenzung des Transferfaktors zwischen Sammelmenge und verwertbarem Output an Sekundärrohstoff führen.
Am Beispiel eines ländlichen Abfallverbandes mit ca. 530.000 Einwohnern und einer Siedlungsdichte von etwa 110 Einwohnern/km² zeigt die Tab. 2 die Berechnung der Recyclingquote in vereinfachter Form.Um Vergleichbarkeit herzustellen, sind in der Beispielrechnung einwohnerspezifische Mengen ausgewiesen. Zur Einordnung wird darauf hingewiesen, dass das Verbandsgebiet im Landesdurchschnitt einen erhöhten Restabfallanteil ausweist, während die spezifische Sammelmenge für biogene Abfälle überdurchschnittlich hoch ausfällt. Auf den Transferkoeffizienten von 42% für LVP wird später noch eingegangen. Der verwendete Transferkoeffizient für Sperrmüll wurde nicht überprüft, der für Altholz trifft regional sicher nicht zu, da ausschließlich energetische Verwertung praktiziert wird. Bioabfall wird auf freiwilliger Basis in flexiblen Transportmitteln erfasst und enthält ausschließlich Küchenabfälle. Der abgeschiedene Fremdstoffanteil vor der biologischen Behandlung ist wesentlich höher als mit einem Transferkoeffizienten von 97% in Anrechnung gebracht wird. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen ist die ausgewiesene Recyclingquote von 59,4% zu hoch bewertet. Eine absehbare Verbesserung der Recyclingquote durch Berücksichtigung der Eigenkompostierung, wie sie nach dem Anhang II des Durchführungsbeschlusses möglich ist, wurde hier noch nicht berücksichtigt. Damit gibt das Rechenbeispiel nur eine grobe Abschätzung der demnächst amtlich festzustellenden Recyclingquote wieder.
Die gesetzlich fixierten Recycling-Ziele für Siedlungsabfälle sehen für 2025 55%, für 2030 60% und das Jahr 2035 eine Recyclingquote von 65% vor. Für das beispielhaft gezeigte Verbandsgebiet ist mit derzeit etwa 59% bereits viel erreicht, dennoch ergeben sich aus dem Ziel von 65% noch erhebliche Herausforderungen.

Tab. 2: Berechnungsbeispiel für die Recyclingquote eines Verbandsgebietes

Siedlungsabfälle im Verbandsgebiet 2021				
Abfallart	spez. Menge [kg/E*a]	Anteil am Siedlungsabfall [%]	Transfer-Koeffizient t_K [%]	verwertete Menge [kg/E*a]
Restabfall	178	30,5	5	9
Sperrmüll	43	7,4	35	15
Altholz	10	1,8	27	3
Bioabfall	23	3,9	97	22
Grünabfall	199	34,1	99	197
PPK	71	12,1	87	61
LVP	29	5	42	12
Glas	30	5,2	89	27
	584	**100**	**59,4**	**347**

3 BEDEUTUNG VON SORTIERPROZESSEN

Sortierprozesse sind vom Menschen bzw. von Maschinen durchgeführte Entscheidungsprozesse, die zur Trennung von Stoffmengen in mindestens zwei separate Stoffmengen führen. Nach einem Sortiervorgang liegen die neuen Stoffgemische in einer vom ursprünglichen Zustand abweichenden Ordnung vor.

3.1 Sortierung der ersten Ebene

Ein Blick auf die Berechnung nach Tab. 2 zeigt die hohe Bedeutung der getrennten Sammlung für werkstoffliche Verwertungswege. Von den 584 kg/E*a an Siedlungsabfällen werden lediglich 37,8% bzw. 221 kg/E*a als unsortierte Gemische in Form von Restabfall und Sperrmüll erfasst, während etwa die doppelte Menge Ergebnis von Sortierung an den vorwiegend häuslichen Anfallstellen der Siedlungsabfälle ist. Diese Sortierentscheidungen der Abfallerzeuger sind die Grundlage jeder Verwertungsstrategie. Sie bedürfen einer kontinuierlichen Pflege durch Kommunikation und Motivation und eine Beteiligung an strategischen Ausrichtungen, die die individuellen Sortierentscheidungen betreffen. Die Bedeutung wird u.a. deutlich, wenn die Effizienz der Sortierungen durch Abfallerzeuger über Analysen des Restabfalls bewertet wird. Für den hier zitierten Abfallverband soll dies an den Stoffgruppen Altpapier, Leichtverpackungen (LVP) einschließlich stoffgleicher Nichtverpackungen (stgl.NV) sowie Garten- und Küchenabfall aufgezeigt werden, die in der Tab. 3 zusammengestellt sind. Erfassungsraten von mehr als 90% zeugen von hoher Akzeptanz der angebotenen Systeme zur getrennten Erfassung, während die aus qualitativen Gründen selektive Erfassung von Küchenabfall noch erhebliches Steigerungspotential für die Sortierentscheidung bei den Abfallerzeugern ausweist. Im mittleren Feld bewegt sich die flächendeckend angebotene Erfassung von Leichtverpackungen einschließlich stoffgleicher Nichtverpackungen. Hier ist aufgrund der Vielzahl an Materialien und entsprechenden Sortierentscheidungen offensichtlich eine Grenze der Sortierbarkeit durch Haushalte erreicht. Begründet wird diese Interpretation durch eine seit mehr als 10 Jahren konstante Erfassungsmenge.

Tab. 3: Erfassungsquoten durch getrennte Sammlung

Abfallart	Restabfall [kg/E*a]	getrennt erfasst [kg/E*a]	Potential [kg/E*a]	Erfassungs-quote [%]
PPK	6	75	81	93
LVP + stgl. NV	14	29	43	68
Küchenabfall	31	20	51	39
Gartenabfall	7	199	206	97

Die Schwierigkeit für eine korrekte Sortierentscheidung liegt in der stofflichen Vielfalt, die insbesondere bei zur Wertstofftonne deklarierten „gelben Tonnen“ zugelassen wird. Diese inzwischen von zahlreichen Großstädten und Landkreisen eingeführte Erfassungsform wird von etwa 20% der Bevölkerung in Deutschland genutzt und weist eine leicht abweichende stoffliche Zusammensetzung gegenüber einer reinen Verpackungssammlung auf (Bünemann et al. 2011) Ein typischer Positivkatalog beschreibt z.B. „Verkaufsverpackungen aus Metall, Kunststoff oder Verbundstoffen wie Alu-Schalen/-Deckel und -Folien, Konserven- und Getränkedosen etc. sowie Gegenständen, die mindestens zur Hälfte oder ganz aus Kunststoff oder Metall bestehen…“ (INFO 2022). Die Sortiervorschriften sind inzwischen so umfangreich, dass einzelne öffentlich rechtliche Entsorgungsträger im Internet Abfall-ABC als Entscheidungshilfen für Abfallerzeuger anbieten (gruener-punkt 2022), (FES Frankfurt 2022), (Remondis 2022).

3.2 Sortierung der zweiten Ebene

Neben der ersten Ebene von Sortierung sind technische Sortierverfahren in den meisten Stoffströmen involviert. Sie sind nicht nur zur Reinigung der getrennt erfassten Abfälle von fehleingetragenen Fremdstoffen erforderlich, sondern auch zur Sortierung von gemischt erfassten Abfällen wie LVP, um einheitliche Sorten entsprechend den Anforderungen der nachgeschalteten Recyclingverfahren anzureichern.
Für die Sortierung steht ein breites Spektrum an Technologien zur Verfügung, dass sowohl nach rein physikalischen Stoffeigenschaften als auch nach interpretierbaren Artikeleigenschaften Trennungen vornehmen kann. Allen Trennprozessen gemein ist eine endliche Wirksamkeit. Selbst wenn die Bandbreite an Einflussfaktoren wie die Korngrößenverteilung oder die Form von Partikeln durch vorbereitende Konditionierprozesse eingeschränkt wird, verbleiben bei den meisten Stoffgemischen große Merkmalsunterschiede. Letztere führen zur begrenzten Wirksamkeit von Sortierprozessen, die sich nur durch eine Kombination mehrerer Prozesse gleichen Typs eingrenzen lassen.

Aus der Aufbereitungstechnik von mineralischen Rohstoffen und der für landwirtschaftliche Produkte wurden daher mehrstufige Systeme zur Sortentrennung übernommen, die in der Abb. 1 schematisch dargestellt sind. Die hier als „Scavenger“ bezeichnete Prozessstufe wird auch als „Recovery-Stufe“ benannt. Die Problematik mehrstufiger Sortierprozesse resultiert aus dem hohen technischen Aufwand, wenn für einen Sortierprozess etwa sensorgestützte Trenntechnik eingesetzt werden muss. Aufgrund von Einschränkungen der Stückgröße bei technischen Sortierprozessen sind dann u.U. mehrstufige Sortierungen für mehrere Körnungsbereiche erforderlich, was zu aufwändigen Prozessfließbildern führt. Erlauben die wirtschaftlichen Randbedingungen für einen Anlagenbetrieb keine hohen Investitionen in Sortiertechnik, muss einstufig allein nach dem Kriterium von Konzentrat-Qualität in Cleaner-Funktion sortiert werden. Gelingt in mehrstufiger Fahrweise ein Wertstoffausbringen von mehr als 90%, so reduziert sich dieses bei einstufigem Betrieb auf eine Größenordnung von etwa 70%. In dem aufgeführten Rechenbeispiel nach Tab. 4 verbessert ein zweiter Durchlauf des Scavenger-Produktes das resultierende Wertstoffausbringen RW_{res} von 71,3 um 19,5% auf 90,7%. Das Rechenbeispiel soll in stark vereinfachter Form allein die Wirkung eines zweiten Durchlaufs von Teilmengen aufzeigen. In der Realität findet ein solcher „zweiter Durchlauf“ kontinuierlich gemeinsam mit frischem Aufgabegut statt.

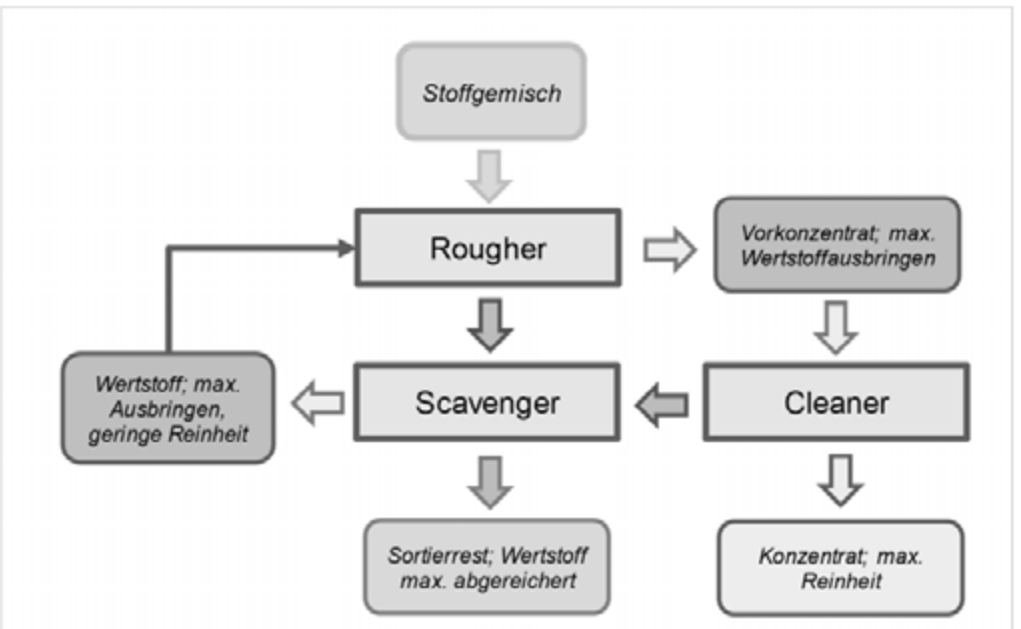


Abb. 1: Schema für mehrstufige Sortierprozesse

Tab. 4: Beispielrechnung zum Ausbringen in einem mehrstufigen Sortiersystem

	Wertstoff	Ausbringen RW	Produkt RW_{res}	Reject
	[kg]	[%]	[kg]	[kg]
Rougher	1.000	95	950	50
Cleaner	950	75	713	238
Scavenger	288	95	273	14
Rougher	273	95	259	14
Cleaner	259	75	195	65
Konzentrat		90,7	907	

Das hier vorgestellte Beispiel betrifft die Sortierung einer Stoffgruppe mit eindeutig identifizierbaren Merkmalen. Im Gemisch aus der Verpackungssammlung finden sich jedoch Abfall-Artikel in großer Zahl, auf die diese Eindeutigkeit nicht zutrifft. Eine der Sortieranlagen jüngster Bauart mit

Inbetriebnahme im Jahr 2018 wurde mit Finanzierung aus dem Umweltinnovationsprogramm des BMU nach neuen Erkenntnissen entworfen und ihr Betrieb ausführlich dokumentiert. Die Ausbeute an Sortier-Konzentraten nach Abb. 2 zur Weiterleitung in stoffliche Verwertungssysteme lag bei 65,3% für Verpackungsgemische aus den deutschen dualen Systemen (Schmitz 2019). Für eine Systembeurteilung eignet sich diese Aussage besser als Modellrechnungen zu einzelnen Stoffgruppen. Als realistischer Wert zur Beschreibung aktueller Sortiereffizienz wird hier daher eine Wertstoffausbeute von 65% für werkstoffliche Verwertungswege in Ansatz gebracht. Die gesetzliche Vorgabe sieht nach §16 (4) für Sortieranlagen inzwischen eine Ausbeute an Sortier-Konzentraten von mindestens 50% bezogen auf den Anlageninput vor (Bundesrepublik Deutschland 2022). Da in der Sammelware der dualen Systeme bis zu 30% nicht verwertbare Inhaltstoffe zu finden sind, bedarf es zukünftig deutlich höherer Wertstoffausbeuten als 65%, um diese Mindestanforderung zu erfüllen (Wieczorek 2019).

3.3 Sortierung der dritten Ebene

Mit der dritten Ebene von Sortierung im Zusammenhang mit abschließenden Recyclingprozessen ergibt sich ein weiterer Aspekt von endlicher Wirkung jeglicher Sortiertätigkeit. Sowohl durch Abfallerzeuger als auch in Sortieranlagen zur Erzeugung von Sortier-Konzentraten werden zu Abfall gewordene Erzeugnisse in Artikelform sortiert. Die Mehrzahl aller Abfallartikel liegt jedoch nicht in reiner Form aus einem Mono-Werkstoff vor. Am Beispiel von Verpackungsabfällen auf Kunststoffbasis soll die Problematik von Recyclingprozessen im Hinblick auf Verluste zwischen Input- und Output-Mengen von Recyclingprozessen verdeutlicht werden. Als Muster dient hier eine Getränkeflasche aus dem Hauptwerkstoff PET. Sie ist als **Abfallartikel** mit einem Label oder auch Sleeve aus einem weiteren Werkstoff wie z.B. LDPE (Low-Density-Polyethylen) bedeckt. Als Verschluss dient eine Verschlusskappe mit Abreißring, für die häufig HDPE (High-Density-Polyethylen) oder PP (Polypropylen) als Werkstoff verwendet wird. Im Inneren finden sich Reste der ursprünglich verpackten Flüssigkeit, hier als Feuchte benannt. Auf dem Weg vom Abfallerzeuger über eine Sortieranlage bis zur Recyclinganlage ist der Abfallartikel sowohl mechanisch verformt als auch durch Kontakt mit Begleitmaterial oberflächlich verändert worden. So findet sich durch Feuchte gebundener „Schmutz“, der sowohl organischer als auch anorganischer Herkunft sein kann, in geringer Menge auf der Oberfläche.
Ein Recyclingprozess soll im Fall von Kunststoffabfall zu einem eindeutig definierten Polymer führen, d.h. Fremdpolymere und andere begleitende Fremdstoffe müssen entfernt werden. Daher beginnen Recyclingprozesse mit einem Zerkleinerungsprozess, der aus Abfallartikeln gleichmäßig geformte **Abfallpartikel** erzeugt. Erst ein gezielter Aufschlussprozess ermöglicht anschließend effiziente Sortierprozesse. Diese werden in der Regel mehrstufig geführt, da die qualitativen Anforderungen an die Rezyklate einen Reinheitsgrad einfordern, der Verunreinigungen allenfalls im Bereich weniger ppm toleriert. Um diese Güte zu erreichen, kommen anspruchsvolle Reinigungsprozesse auf Basis von Einzelkorn-Sortierungen zum Einsatz. Deren Arbeitsbereich liegt immer oberhalb von 1 mm Partikelgröße, d.h. alle in einer Prozesskette anfallenden Feinpartikel aus mechanischen Beanspruchungen wie Zerkleinerung, mechanischer Entwässerung in Zentrifugen oder Transporte mittels pneumatischer Systeme müssen aus dem Recyclingprozess ausgeschleust werden.
Das Beispiel des Kunststoffrecyclings zeigt, dass hohe Reinheit nur auf einer Partikelbasis erreicht werden kann. Insofern erscheint die vorne zitierte Einordnung im Papierrecycling auf Artikelebene problematisch, da relevante Reinigungsprozesse für Papier auch erst auf der Faser- und damit der Partikelebene erfolgen können.

Als Beispiel für die erwartbaren Verluste im Recyclingprozess wird hier auf die Verwertung von Einwegflaschen aus PET mit einem Füllvolumen von 1 Liter eingegangen, die nach einer eigenen Untersuchung aus dem Jahr 2017 PET-Anteile von etwa 85%± 3% aufwiesen. Die Untersuchung bezog sich auf Flaschen nach Konsum vor Übergabe in ein separates Erfassungssystem. Als Konzentrat aus einem Sortierprozess sollten PET-Flaschen eine Flaschenkonzentration von 98% aufweisen (DKR 2012). Gelangt ein derartiges Produkt in eine Recyclinganlage, werden durch Zerkleinerungs-, Wasch- und Sortierschritte auf dem Weg vom PET-Artikel „Flasche“ zum recycelten „rPET“ weitere, weitgehend unvermeidbare Wertstoffverluste erzeugt. Eine optimistische Abschätzung von Massenverlusten ist in Tab. 5 zusammengestellt. Mit dem Sortierprodukt PET

325 nach der DKR-Spezifikation wurde ein besonders hochwertiges Produkt als Beispiel verwendet. Unter idealisierten Bedingungen ist für ein derartiges Vorprodukt in der dritten Stufe von Sortierungen auf dem Weg zum verkaufsfähigen Rezyklat ein Ausbringen von beispielhaft annähernd 75% zu erreichen. Dieser Wert markiert das höchste erreichbare Wertstoffausbringen für kunststoffhaltige Abfälle. Für die Berechnung von Recyclingquoten nach dem Durchführungsbeschluss ist als Berechnungspunkt die Aufgabe auf einen Extruder vorgesehen. Dieser Prozess ist ebenfalls mit einem geringen Massenverlust verbunden, der sich im Verhältnis zu den aufgezeigten Verlusten jedoch nur noch marginal auswirkt.

Andere Vorkonzentrate aus dem getrennten Erfassungssystem wie Kunststoff-Folien (Fraktion 310) sollen in einer Reinheit von 92% oder Kunststoff-Hohlkörper (Fraktion 322) mit einer Reinheit von 94% an das Recycling übergeben werden. Die Wirklichkeit der Sortierung in technisch inzwischen sehr weit entwickelten Sortieranlagen sieht dagegen anders aus. Die Analyse eines HDPE-Ballens aus einer Sortieranlage offenbarte einen HDPE-Anteil von lediglich 80,2%, 2,5% Reste und Papiere, 16,9% andere Kunststoffarten sowie ca. 0,6% Ballendraht. Aus einer Konzentration von Artikeln des Hauptpolymers von nur etwa 80% resultieren ein höherer Aufwand im Recyclingprozess, zusätzliche Erfordernisse zur Gewinnung von Nebenprodukten und insgesamt größere Ausbringens-Verluste.
Für das Beispiel eines HDPE-Konzentrats aus einer Sortieranlage errechnet sich unter optimistischen stofflichen und prozesstechnischen Annahmen bei einer Sortierung von HDPE ohne Farbtrennung ein Massenausbringen im Recyclingprozess von etwa 65% entsprechend Tab. 5.
In der betrieblichen Praxis werden moderne Recyclinganlagen neben dem Hauptprodukt, hier HDPE, zudem Nebenprodukte erzeugen. Dies können sowohl saubere Polymere als auch ein Mischpolymer wie PO sein.

Für die technischen Prozesse zur Herstellung von Recycling-Polymeren aus getrennt gesammelten und durch Sortierprozesse vorkonzentrierten Abfällen sind Quoten für das Ausbringen von zumeist weniger als 75% zu erwarten.

Tab. 1: Musterrechnung für den Recyclingprozess von HDPE

HDPE-Ballen	Verluste [%]	Menge/t Kg
Ballendraht	0,6	6
Fremdstoffe im Ballen	2,5	25
Nicht-HDPE-Anteile	16,7	167
HDPE Produkte feucht	80,2	802
Feuchte HDPE	5	40
Verbundanteile an HDPE-Produkten	5	40
HDPE Inhalt		**722**
Feingut	5	36
HDPE Input Sortierung		686
HDPE Ausbringen Sortierung	95	**651**
HDPE Ausbringen Prozess	**65,1**	

4 STRATEGIEN ZUR OPTIMIERUNG VON RECYCLINGQUOTEN

Die Ausführungen zu den drei Stufen von Sortierung sollen hier auf die möglichen Strategien übertragen werden, mit denen sich Kommunen auf die Recyclingziele vorbereiten. Dazu werden für zwei Stoffsysteme die Auswirkungen von organisatorischen und technischen Maßnahmen erörtert.
Das erste Beispiel betrifft das Stoffsystem Leichtverpackungen einschließlich miterfasster stoffgleicher Nicht-Verpackungen. Die Handlungsoptionen auf kommunaler Ebene sind hier besonders begrenzt, da das Verwertungssystem zwar kommunal abgestimmt werden muss, jedoch in Verantwortung der für die Übernahme der Produktverantwortung zuständigen Organisationen umgesetzt wird. Die Randbedingungen im System stellen sich entsprechend Abb. 2 dar.

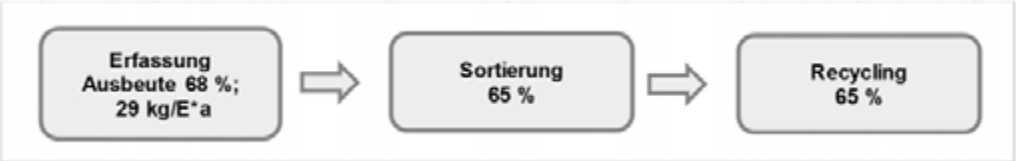


Abb. 2: Verwertungskette für Verpackungsabfälle

Vereinfacht errechnet sich eine resultierende mittlere Ausbeute etwa für Kunststoffabfälle von 42% durch Multiplikation der Sortier- und Recyclingeffizienzen.
Gelänge es, in der ersten Sortierstufe der getrennten Sammlung eine Mengensteigerung von 10% bzw. 3 kg/E*a zu erreichen, wäre damit eine Erhöhung der Wertstoffmenge um etwa 1,3 kg/E*a zu erzielen. Die Recyclingquote nach Tab. 2 würde sich von 59,4% um 0,2 Prozentpunkte auf 59,6% verbessern, wenn die zusätzliche Menge im Sammelsystem LVP vollständig aus dem Restmüll verlagert würde.
Unter Berücksichtigung der komplexen Sortierentscheidungen für das Sammelsystem „LVP“ wäre die Verbesserung der Erfassungsquote von 68% auf dann 75% als realistisch einzuordnen, höhere Erfassungsziele werden dagegen als eher nicht realisierbar eingeschätzt.
Mit Blick auf die Zielgröße von 65% Recyclingquote wird regelmäßig Abfallvermeidung und damit eine Reduzierung des mit nur 5% Transferkoeffizient belegten Restabfalls gefordert. Das Umweltbundesamt bearbeitet das Thema seit mehr als 10 Jahren und hat zuletzt 2021 eine Fortschreibung des Abfallvermeidungsprogramms veröffentlicht. Trotz kontinuierlicher Abfallberatung auf kommunaler Ebene haben die Maßnahmen bislang allerdings nur geringe messbare Wirkung gezeigt. Als ein Beispiel wird die Vermeidung von Lebensmittelabfällen öffentlich diskutiert (UBA 2022).

Nach aktueller Analyse enthalten die in Tab. 2 ausgewiesenen 179 kg/E*a Restabfall allein 7,1 % verpackte Lebensmittel bzw. 12,6 kg/E*a. Gelänge es durch verändertes Verbraucherverhalten, 50% oder 6,3 kg/E*a zukünftig zu vermeiden, würde sich dieser Beitrag mit einer Erhöhung der Recyclingquote um 0,6 Prozentpunkte niederschlagen.
Ebenfalls Teil der Abfall-Vermeidungsstrategie von Bund und Ländern ist eine forcierte Umsetzung von Öko-Design Vorgaben. Im vorgenannten Abfallvermeidungsprogramm wird die Erwartung formuliert, dass Öko-Design insbesondere durch lebensverlängernde Wirkung auf Produkte zu messbaren Vermeidungserfolgen führen wird (UBA 2021).
Für eine strategische Abfallwirtschaftsplanung sind die aufgezeigten Veränderungen von jeweils <1% in der Recyclingquote zwar hilfreich, sie allein führen jedoch nicht zum Ziel von 65%.
Als wirksames Mittel zur Erreichung einer ambitionierten Recyclingquote bieten sich daher insbesondere die Stoffgruppen an, die mit sehr hohen Transferkoeffizienten in die Berechnung eingehen. Als besonders interessante Stoffgruppe sind hier die Küchenabfälle zu nennen, die nach Tab. 3 mit 31 kg/E*a im Restabfall ein erhebliches Umverteilungspotential aufweisen. Durch Betrieb von flächendeckenden haushaltsnahen Sammelsystemen wie einer Biotonne lässt sich nach Prognosen und Auswertung von Abfalldaten eine Verlagerung von bis zu 20 kg/E*a aus dem Restabfall in eine Biotonne erreichen. Eine derartige Mengenumlagerung würde die Recyclingquote um 3 Prozentpunkte verbessern.
In Rheinland-Pfalz sieht der derzeit im Entwurf befindliche Abfallwirtschaftsplan 2022 vor, Maßnahmen zur Erhöhung der Recyclingquote zu initiieren, die sich an den Ergebnissen von Restabfallanalysen messen lassen. So sollen im Restabfall weniger als 20 kg/E*a Küchenabfall (< 28 kg/E*a für städtische Strukturen mit >750 Einwohnern je km²) verbleiben. Der Anteil trockener Wertstoffe im Restabfall soll nachhaltig auf weniger als 8 kg/E*a (< 18 kg/E*a in Städten > 750 Einwohner/km²) reduziert werden (MKUEM 2022).
Insbesondere eine Ausweitung der Sammlung von Bioabfällen in die Flächendeckung führt allerdings im Verhältnis zur freiwilligen Erfassung immer zu einer erheblichen Qualitätsverschlechterung der Sammelware. Die technischen Möglichkeiten zur Sortierung von Fremdstoffen und hier insbesondere Kunststoffen aus organischem Material nach intensiver biologischer Behandlung sind begrenzt. So werden inzwischen Grenzwerte für die Kontamination der Sammelware diskutiert, gleichzeitig aber auch zunehmend Mikroplastik im Sekundärdünger problematisiert

(Weithmann et al. 2018), (HUK 2021). Nicht zuletzt Regelungen der aktuellen Bioabfall Verordnung setzen mit einem Kontrollwert von 1% Kunststoff in Bioabfall der Verwertbarkeit von getrennt erfasster biogener Sammelware neue Grenzen (BMUV 2022).
Verunreinigungen in getrennt gesammeltem Bioabfall verlangen eine aufwändige Aufbereitung sowohl des Substrates vor Eintrag in den biologischen Prozess als auch des festen Produktes nach der weitverbreiteten aeroben Behandlung. Hier sind insbesondere Siebüberläufe zu sortieren, die als Strukturmaterial in den Prozess zurückgeführt werden. Aufgrund begrenzter Wirksamkeit von Sortierprozessen bei der Reinigung von biogenem Material kommt es zu Übersortierungen unter Verlust von biogener Substanz in aussortierte Aufbereitungsreste. In der Folge wird sich der Transferkoeffizient für Küchen- bzw. Bioabfall um mehrere Prozentpunkte reduzieren.
Reichen die Anstrengungen für eine Verbesserung der Recyclingquote nicht aus, um das Mittelfristziel von 65% zu erreichen, steht als weitere Maßnahme zumindest in ländlichen Strukturen eine signifikante Erhöhung der Sammelmengen für Grünabfall zur Diskussion. Die Einrichtung lokaler Sammelstellen für Gartenabfälle, die im Bringsystem bedient werden, verlagert Abfälle aus der nicht bilanzierten Verwertung auf den Grundstücken der Abfallerzeuger in die öffentlich organisierte Abfallwirtschaft. Eine derartige Maßnahme steht zwar im Widerspruch zum Ziel der Abfallvermeidung, sie verbessert jedoch die Recyclingquote spürbar. Im Beispiel würden 20 kg zusätzlich erfasste Gartenabfälle einen Zugewinn von 1,2 Prozentpunkten auslösen. Eine eher unverständliche Strategie zur Erhöhung der Gesamtabfallmenge durch Intensivierung der getrennten Erfassung insbesondere von Gartenabfällen trifft ebenfalls auf neue Hemmnisse der Bioabfall-Verordnung. Hier stehen Anforderungen an eine strenge Eingangskontrolle und Hygienisierungspflichten für Gartenabfälle der heute verbreiteten Praxis dezentraler Verwertung als Bodenhilfsstoff in der Landwirtschaft gegenüber.
In der Konsequenz wird das Erreichen von Recyclingzielen nur über eine maximierte Verwertung von biogenen Abfällen mit zukünftig erhöhtem technischem und logistischem Aufwand gelingen. Da insbesondere Gartenabfälle im Bringsystem von privaten Abfallerzeugern transportiert werden, wird durch gesetzliche Auflagen an die Behandlung von Gartenabfall und resultierende Zentralisierung in technischen Anlagen auch deren logistischer Aufwand steigen. Damit geraten Recyclinganforderungen für Siedlungsabfälle auch in Konflikt zu gesellschaftlichen Zielen des Klimaschutzes.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Für die werkstoffliche Verwertung von Siedlungsabfällen wurden auf Basis einer EU-Richtlinie national Recyclingquoten gesetzlich festgelegt, die für das Jahr 2035 bei 65% liegt. Die Quoten werden Output-basiert ermittelt, d.h. die in den Prozessketten von der Erfassung bis zum letzten Prozessschritt auftretenden Verluste werden stoffspezifisch berücksichtigt. Am Beispiel eines Abfallverbandes mit ca. 530.000 Einwohnern wird aufgezeigt, wie hoch die Hürden sind, um von einer bereits sehr guten Ausgangsposition mit einer Recyclingquote von ca. 59 % die Abfallwirtschaft zielkonform weiterentwickeln zu können.
Als Kern von Prozessketten wird auf Sortierprozesse eingegangen. Diese erfolgen einerseits mit den Entscheidungen von Abfallerzeugern, verfügbare Sammelsysteme für unterschiedliche Stoffsysteme zu beschicken. Als zweite Stufe werden technische Sortiersysteme zur Konzentration von Abfall-Artikeln eingesetzt. Für deren Effizienz sind insbesondere die wirtschaftlichen Bedingungen eines Sortierbetriebs verantwortlich. Kann hier nicht angemessen in Technologie investiert werden, ergeben sich signifikante Nachteile im Ausbringen bzw. auch in der Qualität von Sortier-Konzentraten. Die dritte Stufe von Sortierung stellt insbesondere für Abfälle auf Kunststoffbasis der Recyclingprozess dar, in dem die in Kunststoffartikeln üblichen Verbunde aufgeschlossen werden, um eine Anreicherung von reinen Polymeren möglich zu machen.
Um die Problematik von Prozessketten zu verdeutlichen, wird für verschiedene Stoffsysteme das technisch mögliche Ausbringen an hochwertigen Sekundärrohstoffen beispielhaft berechnet. Die Daten geben eine Orientierung über Einflussgrößen und ihre Bedeutung für das Gesamtsystem. Mit dem Wissen über die technischen Zusammenhänge werden abfallwirtschaftliche Maßnahmen und ihr jeweiliger Beitrag zur Zielerreichung diskutiert. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, ein Set an Maßnahmen zu entwickeln, um in die Nähe der Zielmarke gelangen zu können. Zu den Maßnahmen, mit denen eine Verbesserung der Recyclingquote für Siedlungsabfälle erreicht

werden kann, zählt u.a. auch eine Mengenmehrung im Bereich von Gartenabfällen, die im rechnerischen System eine erhebliche Hebelwirkung entfalten kann.
Eine abfallwirtschaftliche Ausrichtung auf Recyclingquoten führt zu Konflikten mit anderen gesellschaftlichen Zielen. Beispiele aus den Bereichen Abfallvermeidung, Qualitätssicherung bei der Verwertung von biogenen Abfällen und den möglichen Auswirkungen intensivierter Bringsysteme erläutern mögliche Zielkonflikte und Hemmnisse.

LITERATUR

320° (2022). *100 Recyclingtechnologien für Kunststoffabfälle.*

Bundesrepublik Deutschland (2020) *Kreislaufwirtschaftsgesetz*.

Bundesrepublik Deutschland (2022) (2022) Verpackungsgesetz.

Bundesrepublik Österreich (2022). *Abfallwirtschaftsgesetz.* Von https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20002086. abgerufen

BMUV (2022) *Novelle BioAbfV.* Von https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19._Lp/bioabfv_novelle/Entwurf/bioabfv_novelle_refe_lesefassung.pdf. Lesefassung 28.04.2022.

Bünemann, A., Rachut, G., Christiani, J., Langen, M., Wolters, J. (2011) *Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung TV I, Texte 08/2011.* Umweltbundesamt.

DKR (2012). *Spezifikation PET 325*.

EU (2018) *Abfallrahmenrichtlinie.*

EU (2019) Durchführungsbeschluss 2019/1004.

FES Frankfurt (2022). *Abfall-ABC*. *www.fes-frankfurt.de/abfall-abc*

gruener-punkt. (2022). *trennhilfe.* Von www.gruener-punkt.de/fileadmin/Dateien/Downloads/PDFs/trennhilfe/dr-gruene-punkt-trennhilfe-print.pdf. abgerufen

HUK (2021) *Kunststoffe in der Umwelt*. HUK Q2 2021, kompost.de.

INFO. (2022). *Sortierempfehlungen Stadtreinigung Hamburg.* Von www.wert.de. abgerufen

MKUEM (2022). *Abfallwirtschaftsplan Rheinland-Pfalz.* Ministerium für Klimaschutz, Energie, Umwelt und Mobilität, Entwurf 08.11.2021.

Obermeier, T., Lehmann, S. (2019) *Recycling Quotenzauber*. NABU Dialogforum Kreislaufwirtschaft, 25.09.2019.

PlasticsEurope (2021) *Circularity Report.*

Remondis (2022) *Leichtverpackungen.* Von https://www.remondis-entsorgung.de/abfallarten/leichtverpackungen/. abgerufen

Schmitz, H. (2019) *Ressourcenschonung durch Steigerung der Sortiereffizienz bei der Aufbereitung von Verpackungsabfallgemischen.* BMU Umweltinnovationsprogramm, Vorhaben Nka3-003325.

UBA (2021) *Abfallvermeidungsprogramm*. Von https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/fortschreibung_abfallvermeidungsprogramm_bund_laender_bf.pdf. abgerufen

UBA (2022) *umweltbundesamt.* Von www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourceb/abfallwirtschaft/abfallvermeidung#ressourcenschonung-und-schutz-von-mensch-und-umwelt. abgerufen

Weithmann, N., Möller, J.N., Löder, M.G.J., Piehl, S., Laforsch, C., Freitag, R. (2018) *Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment.* Science Advances, 4 eaap8060.

Wieczorek, M. (2019) *Möglichkeiten und Grenzen moderner LVP-Sortieranlagen.* Präsentation vom 42. Seminar für kommunale Abfallberater im Freistaat Sachsen, 12. Juni 2019, Dresden. Von http://lvr-sachsen.de/fileadmin/downloads/dateien/seminare. abgerufen

Vision Kreislaufwirtschaft 2050: Wo steht die Steiermark?

I. Winter[1]
[1)] Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14, Referat Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Das Land Steiermark hat sich mit dem Landes-Abfallwirtschaftsplan (L-AWP) 2019 der Vision einer ressourcenschonenden Kreislaufwirtschaft in der Steiermark bis 2050 verschrieben. Für das Verfolgen dieses Weges wurden drei Strategien definiert: 1. Eine verbesserte Umsetzung der Abfallhierarchie als zentrales Element der Kreislaufwirtschaft; 2. Innovation und technologische Entwicklung als Basis für eine ressourcenschonende Kreislaufwirtschaft; 3. Eine klimaneutrale und umweltgerechte Kreislaufwirtschaft zur Umsetzung des gesetzlich verankerten Vorsorgeprinzips.
Basis für die anstehende Fortschreibung des L-AWP im Jahr 2023 ist eine Evaluierung des Ist-Standes. Zu Strategie Nr. 1 wurden dazu Abfall- und Recyclingdaten ausgewertet. Zur Beschleunigung des Übergangs zur Kreislaufwirtschaft wurden in der europäischen Abfallrahmen-Richtlinie u.a. zeitlich gestaffelte Quoten für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling von Siedlungsabfällen vorgeschrieben. Diese Zielvorgaben sind von den Mitgliedstaaten zu erfüllen. Obwohl sich aus diesen Vorgaben keine Verpflichtung für die Länder dazu ergibt, ließ das Land Steiermark die sehr komplexe Berechnung dieser Quote für die im Bundesland angefallenen Siedlungsabfälle durchführen. Auch beim Erreichen der vorgeschriebenen Recyclingquote stellt sich die grundlegende Frage nach der Aussagekraft solcher Quoten im Hinblick auf den Umsetzungsstand der Kreislaufwirtschaft und den erforderlichen Maßnahmen zur weiteren Entwicklung.

1 HINTERGRUND

Die aktuellen Herausforderungen, insbesondere Ressourcenverknappung und Klimawandel, haben das Bewusstsein für die Notwendigkeit einer Transformation vom linearen zum zirkulären Wirtschaften erhöht. Auf EU-Ebene folgten nach dem ersten EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft und dem Kreislaufwirtschaftspaket 2018 der Europäische Grüne Deal 2019 mit dem zweiten EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft 2020 und der EU-Aktionsplan „Schadstofffreiheit von Luft, Wasser und Boden“ 2021. Bei Letzteren stehen nicht mehr nur die Umsetzung der Kreislaufwirtschaft für mehr Ressourceneffizienz im Fokus, sondern Klimaschutz durch Kreislaufwirtschaft, ein verbessertes Produktdesign für mehr Kreislaufwirtschaft und nicht zuletzt im Sinne des Aktionsplans zur Schadstofffreiheit, eine drastische Reduktion des Abfallaufkommens – auch im Bereich der Siedlungsabfälle.
Dieser Notwendigkeit ist das Land Steiermark bereits mit dem Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019 (Winter 2019) gefolgt. Nachdem die vorhergehenden Abfallwirtschaftspläne auf die Entwicklung von der reinen Abfallbewirtschaftung über eine zielgerichtete Stoffflusswirtschaft hin zur nachhaltigen Ressourcenschonung in der Steiermark fokussiert haben, wurde mit dem Abfallwirtschaftsplan 2019 erstmals die Kreislaufwirtschaft zur Zukunftsvision für die Steiermark erhoben und der strategische Pfad zu ihrer Umsetzung vorgezeichnet.
Dieser beinhaltet die verbesserte Umsetzung der Abfallhierarchie, die Unterstützung der dafür erforderlichen Innovationen und technologischen Entwicklungen sowie Klimaneutralität und Umweltverträglichkeit der Maßnahmen im Sinne des Vorsorgeprinzips für zukünftige Generationen.
Die steirischen Landes-Abfallwirtschaftspläne beziehen sich vorrangig auf Siedlungsabfälle gemäß Steiermärkischem Abfallwirtschaftsgesetz StAWG 2004 und betrachten auch weitere über kommunale Strukturen gesammelter Abfallströme. Als wichtiger Indikator für die Umsetzung der Abfallhierarchie gilt daher auch die Erfüllung der auf europäischer Ebene vorgeschriebenen Quote für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling von Siedlungsabfällen.

2 ABFALLAUFKOMMEN UND RECYCLINGQUOTE

2.1 Abfallaufkommen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in der Steiermark

Im Jahr 2020 betrug das kommunale Gesamtabfallaufkommen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen ca. 619.000 Tonnen bzw. 496 kg pro Einwohner:in (EW). Der Anstieg im Vergleich zum Aufkommen 2019 um ca. 27.500 Tonnen bzw. 21 kg pro EW ist nicht zuletzt auf die Corona-Pandemie und den damit verbundenen vermehrten Aufenthalt der Bevölkerung zu Hause sowie die verstärkte Nutzung von verpackungsintensiven Zustelldiensten und Internethandel zurückzuführen.
Das Aufkommen an Restmüll ist dementsprechend zwar von 131 kg pro EW im Jahr 2019 auf 134 kg pro EW im Jahr 2020 weiter gestiegen, sein Anteil am Gesamtaufkommen ist aber von 27,6 % auf 27,0 % gesunken. Ebenso ist das Aufkommen an Sperrmüll von 37 kg/EW 2019 auf 38 kg/EW 2020 gestiegen, sein Anteil am Gesamtabfallaufkommen ist gleichzeitig aber leicht von 7,7 % auf knapp 7,6 % zurückgegangen. Dies zeigt, dass die steirische Bevölkerung im Jahr 2020 die anfallenden Abfälle noch genauer getrennt hat. Eine gute Abfalltrennung ist auch die Grundlage für die Kreislaufwirtschaft, da aus den gemischten Fraktionen Restmüll und Sperrmüll sowie auch Straßenkehricht stofflich verwertbare Anteile kaum bzw. nur mit sehr großem Aufwand gewonnen werden können.
Demgegenüber betrug der Anteil der getrennt gesammelten Altstoffe und Verpackungen 40,1 % und jener der getrennt gesammelten biogenen Abfälle, welche in der Steiermark zu nahezu 100 % durch Kompostierung recycelt werden, 22,2 %. Die darüber hinaus getrennt gesammelten Problemstoffe, Elektro- und Elektronikaltgeräte und Batterien werden speziellen Behandlungsverfahren unterzogen und können zu unterschiedlichen Anteilen recycelt werden.

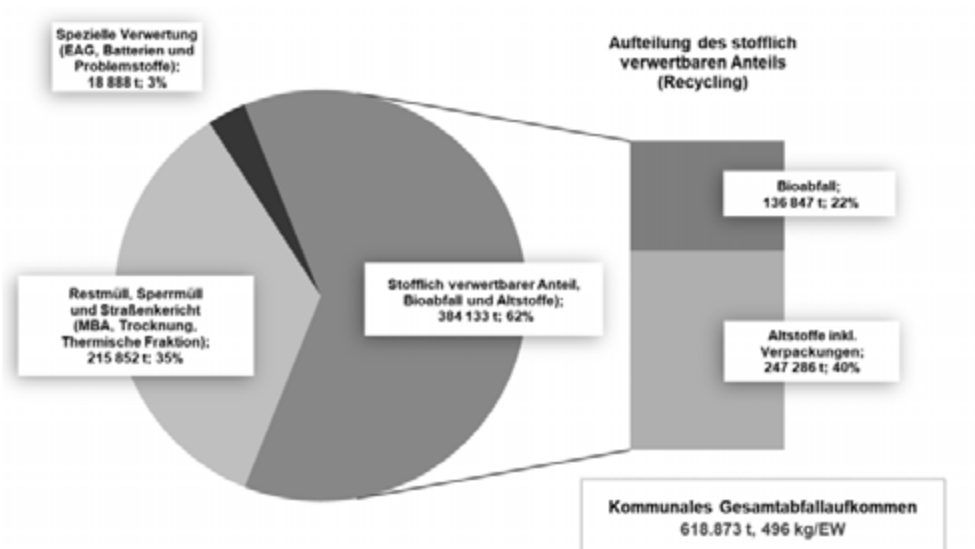


Abb. 1: Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in der Steiermark 2020; stofflich verwertbarer Anteil; Angaben in t und %; © Land Steiermark/A14

2.2 Recyclingquote für Siedlungsabfälle gemäß EU-Vorgaben

Auf EU-Ebene wurden mit der Novellierung der Abfallrahmen-Richtlinie 2018 (Richtlinie (EU) 2018/851) Quoten für die Vorbereitung von Siedlungsabfällen und das Recycling von Siedlungsabfällen festgelegt:

- 55 % ab 2025
- 60 % ab 2030
- 65 % ab 2035

Zusätzlich wird in der Novelle der Deponierichtlinie 2018 (Richtlinie (EU) 2018/850) festgelegt, dass die Menge der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle ab 2035 höchstens 10 % des gesamten Siedlungsabfallaufkommens betragen darf.
Diese Quoten sind von den Mitgliedstaaten zu erfüllen. Dennoch war es ein Anliegen, den steirischen Anteil an der Quotenerfüllung genauer zu bestimmen. Da die Berechnung komplex, eine genaue Auswertung der im Elektronischen Datenmanagement des Bundes (EDM) enthaltenen Abfalldaten dazu erforderlich und zudem der Siedlungsabfallbegriff in der Abfallrahmenrichtlinie weiter gesetzt ist als im Steiermärkischen Abfallwirtschaftsgesetz 2004 (StAWG 2004), wurde die Umweltbundesamt GmbH mit einer EU-konformen Berechnung für die Steiermark auf Datenbasis 2019 beauftragt.
Der hauptsächliche Unterschied zu den bisher durchgeführten Berechnungen liegt in der Datenbasis. Alle bisherigen Berechnungen von Recyclingquoten in der Steiermark basieren auf den Daten der kommunal gesammelten Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. Die aktuelle Berechnung gemäß EU-Vorgaben schließt zusätzliche Abfallströme aus dem Gewerbe mit ein. Der Bericht des Umweltbundesamtes (Tista et al. 2022) kommt zum folgenden Ergebnis (Datenbasis 2019):

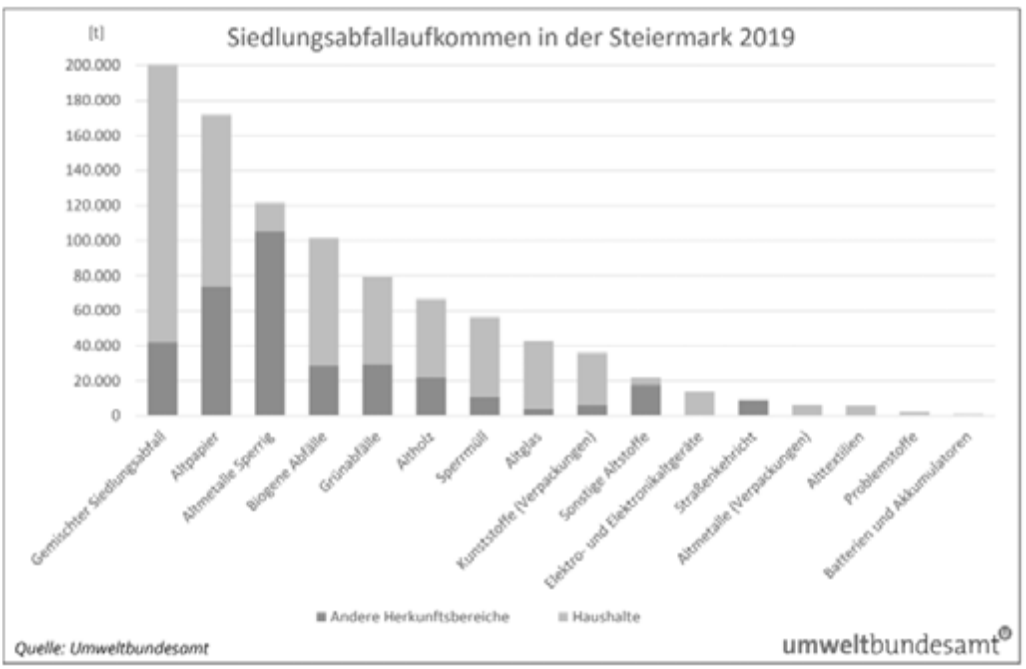


Abb. 2: Siedlungsabfallaufkommen aus Haushalten und anderen Herkunftsbereichen; Angaben in Tonnen; ©Umweltbundesamt GmbH

Das insgesamt zur Berechnung der Recyclingquote heranzuziehende Abfallaufkommen in der Steiermark beträgt 941.016 Tonnen, wovon 589.948 Tonnen aus Haushalten stammen und 351.069 Tonnen aus anderen Herkunftsbereichen. Nur 21,8 % der zu berücksichtigenden Abfälle sind gemischter Siedlungsabfall, 6,0 % sind Sperrmüll. Bei den restlichen 72,2 % handelt es sich um getrennt gesammelte Fraktionen.
Die Betrachtung der Behandlungswege ist komplex, da neben Abfällen aus steirischer Herkunft auch Abfälle aus anderen Bundesländern bzw. aus dem Ausland in der Steiermark vorbehandelt oder behandelt werden, und umgekehrt auch Abfälle aus der Steiermark in anderen Bundesländern oder im Ausland vorbehandelt bzw. behandelt werden. Die Darstellung der Behandlungswege des steirischen Siedlungsabfalls ist daher mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Die Umweltbundesamt GmbH hat dieselben Auswerteroutinen, welche auch für österreichweite Auswertungen bzw. Auswertungen für andere Bundesländer herangezogen wurden, angewandt.

Durch den hohen Anteil recyclingfähiger Altstoffe aus anderen Herkunftsbereichen fällt die nun berechnete Recyclingquote deutlich höher aus als zuletzt für das rein kommunale Siedlungsabfallaufkommen (berechnet für 2016: 61 %; Schätzung Land Steiermark für 2019: 63 %).
Die aktuellen Berechnungen zeigen, dass 2019 rund 70 % der Siedlungsabfälle gemäß EU-Definition dem Recycling zugeführt wurden, womit die Steiermark wohl überproportional zur österreichweiten Erfüllung der Recyclingquote für Siedlungsabfälle beiträgt. Das separate Ausweisen des Anteils von Abfällen, welche einer Vorbereitung zur Wiederverwendung zugeführt wurden, ist hier anhand der aktuell im EDM verfügbaren Daten nicht möglich. Weitere 28 % der steirischen Siedlungsabfälle wurden verbrannt; nur 2 % wurden deponiert.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Für die steirischen Siedlungsabfälle wurde eine vergleichsweise hohe Recyclingquote ermittelt. In Bezug auf die Behandlung dieser Abfälle kann der Steiermark daraus ein hoher Grad an Zirkularität durch die Rückführung von Sekundärrohstoffen in den Stoffkreislauf attestiert werden. Einen Bezug zum Verbrauch an Primärressourcen weist dieser Indikator aber nicht auf; hier kann eine Korrelation zum (gestiegenen) Abfallaufkommen angenommen werden. Insbesondere auch im Hinblick auf den Null-Schadstoff-Aktionsplan der EU (COM (2021) 400) ist das Thema Abfallvermeidung daher in der Fortschreibung des Landes-Abfallwirtschaftsplans prioritär zu betrachten.

Nicht nur bei der Quotenberechnung sind Abfallarten zu berücksichtigten, welche über die Regelungskompetenz der Bundesländer hinausgehen, sondern auch bei der Abfallvermeidung. Die beiden größten Abfallströme Aushubmaterialien und Bau- und Abbruchabfälle gelten beispielsweise nicht als Siedlungsabfälle, und in Bezug auf die Sammlung und Behandlung fällt den Ländern keine Regelungskompetenz zu. Allerdings sind Länder, Gemeinden und öffentliche Einrichtungen in vielfacher Weise mit dem Bauwesen befasst, sodass Möglichkeiten zur Lenkung in diesem Bereich (wie auch in einigen anderen) bestehen und auch genutzt werden sollten.

Das Land Steiermark hat bisher schon den Blickwinkel des L-AWP weiter gefasst und neben der Betrachtung abfallwirtschaftlicher Aspekte die Strategiebereiche Innovation, technologische Entwicklung und Vorsorgeprinzip verfolgt. Dementsprechend beschränken sich die Indikatoren nicht nur auf das Abfallaufkommen und Recyclingquoten, sondern reflektieren auch diese Aspekte der Kreislaufwirtschaft. Um der Vision Kreislaufwirtschaft 2050 deutlich näher zu kommen soll dieser Weg bei der Fortschreibung des L-AWP nicht nur fortgesetzt, sondern noch stärker in Richtung systemische Lösungsansätze entwickelt werden.

LITERATUR

Tista, M., Bernhardt, A., Neubauer, C., Brandstätter, C., & Karigl, B. (2022). *EDM-Detailauswertung für die Fortschreibung des Steiermärkischen Landesabfallwirtschaftsplans 2019 mit Bezugsjahr 2019.* Wien: Umweltbundesamt, unveröffentlichter Endbericht.

Winter, I. (2019). *Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019* (Bde. Band 19 zur Informationsreihe Abfall- und Ressourcenwirtschaft). Graz: Amt der Steiermärkischen Landesregierung, A14-Abfall- und Ressourcenwirtschaft.

Nudging als Mittel zur verringerten Nutzung verpackter Lebensmittel in Supermärkten

U. Gelbmann[1] & A. Kolb[1]
[1)] Universität Graz, Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung SIS, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Nudging wird zunehmend im Zusammenhang mit der Stimulierung umweltbewussten Handelns auch in Bezug auf Abfallwirtschaft diskutiert. Es setzt darauf, bei den Rezipient*innen bestimmte Handlungsweisen "anzustoßen". Im Projekt 1, 2, 3 - Verpackungsfrei von Universität Graz, SPAR Steiermark und dem Österreichischen Ökologieinstitut geht es schwerpunktmäßig darum, verpackungsreduziertes Einkaufen in Supermärkten anzustoßen und diesen Anstoß wissenschaftlich zu hinterfragen. Eine Sub-Forschungsfrage von 1, 2, 3 untersucht, welche Konzepte zur Implementierung von Nudging bekannt sind, wie es im Hinblick auf Nachhaltigkeit in Supermärkten zu fassen ist und welche Nudges im Zusammenhang mit Einkaufen an Selbstbedienungs-Dispensern ("Unverpackt-Regal") infrage kommen. Die Ergebnisse zeigen, dass das Nudging-Konzept unscharf formuliert ist. Auf Basis der Rechercheergebnisse kann dennoch ein Rahmen für die Ableitung passender Nudges entwickelt werde und so dazu beitragen: Konsument*innen zu nachhaltigerem Einkaufen zu motivieren.

1 PROBLEMSTELLUNG. FORSCHUNGSFRAGEN UND METHODE

Das Projekt 1, 2, 3 - Verpackungsfrei (nachfolgend 1, 2, 3) von Universität Graz, SPAR Steiermark und Österreichischem Ökologieinstitut, (vgl. (Gelbmann 2022) in diesem Band) erforscht, wie die Menge an Verkaufsverpackungen im Supermarkt reduziert werden kann. Neben der Verpackungsreduktion durch die Produkthersteller kommt der Bereitschaft der Konsument*innen zur Veränderung ihres eigenen Umgangs mit Verpackungen große Bedeutung zu. Schlagworte in diesem Kontext sind Einkauf von unverpackten Produkten (in selbst mitgebrachten Behältnissen) und Einkauf von Mehrwegprodukten.

Hier wie immer im Hinblick auf die Verankerung nachhaltiger Lebensweisen kommt der Bewusstseinsbildung wesentliche Bedeutung zu, da die Steuerung des Verhaltens der Akteur*innen über gesetzliche Vorgaben, Subventionen und Sanktionen nur begrenzt wirksam ist. Denn letztere beruhen auf extrinsischer Motivation (etwa der „Angst" vor Strafe). Eine tiefergehende Beeinflussung des Handelns ist aber nur über intrinsische Motivation möglich, will heißen: „Die Menschen müssen wollen". Um dieses vermeintliche Paradox aufzulösen, braucht es vor allem Bildung, die das „Bewusstsein" und die Bereitschaft der Menschen sich nachhaltig zu verhalten, entwickelt. In diesen Zusammenhang ordnen Praktiker*innen auch das Konzept des Nudging oft ein. Dieses setzt aber eigentlich auf einer halbbewussten Ebene an: Die Menschen sollen durch spezielle Impulse dazu gebracht werden, sich nachhaltig zu verhalten. Aus dieser Konstellation ergeben sich für die Abfallvermeidung im Supermarkt die folgenden Fragestellungen (Kolb 2021):

- Welches Wissen gibt es über die Implementierung von Nudges für Nachhaltigkeit und wie sind sie zu bewerten?
- Wie wird „Nudging" im Hinblick auf Verpackungsreduktion in Supermärkten definiert?
- Welche Nudges könnten im Hinblick auf Unverpackt-Regale eingesetzt werden?

Methodische Grundlage ist eine systematische Literaturanalyse von wissenschaftlichen Publikationen zum Thema mittels quantitativer und qualitativer Inhaltsanalyse.

2 THEORETISCHE GRUNDÜBERLEGUNGEN ZUM THEMA NUDGING

Der Begriff des „Nudging“ stammt ursprünglich aus verhaltensökonomischen Ansätzen, wird aber heute vor allem von Praktiker*innen gerne dem Bereich Bewusstseinsbildung zugeordnet, weshalb eine wissenschaftliche Auseinandersetzung und vor allem eine Untersuchung der Begrifflichkeit aus wissenschaftlicher Sicht geboten sind. In der Wissenschaft und vor allem der Praxis populär wurde das Konzept durch die Publikation „Nudge“ des späteren Wirtschaftsnobelpreisträgers Richard Thaler gemeinsam mit Cass Sunstein (Thaler & Sunstein 2009). Beispiele dafür sind die Gesundheitsforschung (Thorndike 2020), der Nachhaltigkeitsbereich allgemein (Schubert 2017) oder auch bereits Gesundheitsaspekte im Supermarkt (Thorndike & Sunstein 2017). Seit einiger Zeit versucht man Nudges auch im Nachhaltigkeitskontext vermehr einzusetzen, etwa in der Abfallwirtschaft (Hecking & Buchholz 2020).

Allerdings bestehen bezüglich des Konzepts Nudging erhebliche definitorische bzw. konzeptionelle Unklarheiten und ethische Bedenken (Hansen 2016) ebenso sowie Probleme bei der Kategorisierung verschiedener Nudges (Szazi et al. 2018). Das wird schon aus der ursprünglichen Definition von Thaler & Sunstein (2009) deutlich, die Nudges als aus einem Spektrum an Möglichkeiten beliebig ausgewählte Ansatzpunkte bezeichnen, mit denen sich das Verhalten von Menschen in vorhersagbarer Weise verändern lässt oder die das ökonomische Anreizsystem der Menschen verändern. Die den Nudges zugrundeliegenden Interventionen müssen einfach sein, aber Menschen müssen ihnen auch bewusst und problemlos ausweichen können (Thaler & Sunstein 2009). Aus dieser Definition wird deutlich, warum Praktiker*innen Nudges so verlockend finden: Sie scheinen einfache Methoden der Verhaltenssteuerung zu sein. An diesem Punkt setzt aber auch die ethische Kritik am Konzept an: Werden Nudges angewendet, ohne dass sich die Adressat*innen dessen bewusst sind, kommt das einer Manipulation nahe (Wilkinson 2013). Aus diesem Grund betonen bereits Thaler/Sunstein (2009), dass Nudges immer transparent gemacht werden müssen – auf die Gefahr hin, dass sie nicht mehr so gut wirken.

Hansen (2016) präzisiert das Konzept und sieht Nudges als eine Möglichkeit, die Beurteilungen, die Wahl oder das Verhalten eines Individuums in vorhersagbarer Weise zu verändern. Diese Verhaltensänderung resultiert daraus, dass kognitive Grenzen, Routinen, Gewohnheiten etc. gewünschte Verhaltensweisen stimulieren und zugleich verhindern, dass das Individuum rational im Sinne seines Eigeninteresses handelt. Zudem induziert oder verhindert der Nudge keine zusätzlichen Handlungsmöglichkeiten, verändert nicht die Anreizstruktur und stellt keine zusätzlichen Informationen für rationale Argumentation zur Verfügung. Diese umfangreiche und strikte Definition macht die Grenzen des Konzepts deutlich: Nudges bestehen weder in klassischer Werbung noch in der Bereitstellung von Informationen noch in finanziellen Anreizen oder Ge-/Verboten.

Neben diesen verhaltensökonomischen Zugängen gibt auch das Social Marketing (Saunders et al. 2015) interessante Impulse für das Nudging. Es verwendet Marketingprinzipien, um individuelle und kollektive Ideen und Handlungen im Streben nach einer effektiven, effizienten, gerechten, fairen, nachhaltigen sozialen Transformation zu ermöglichen

Diese Überlegungen helfen, das Konzept Nudges für die Abfallvermeidung im Supermarkt definitorisch zu fassen, aufbauend auf zwei Typologie-Konzepten: Das Framework von (Cadario & Chandon 2020) setzt an der vom Nudge ausgelösten psychischen Aktivität an und differenziert nach Kognition, Affekt und Verhalten, dass von. (Vandenbroele et al. 2019) im Hinblick auf nachhaltigen Lebensmittelkonsum präzisiert wurde. Aus diesen beiden Ansätzen kann man folgende Typologie ableiten.

- **Kognitiv orientierte Nudges** beeinflussen, was die Rezipient*innen wissen und beinhalten *informatives Labelling* von Produkten (Herkunft, Erzeugungsweisen etc.), *bewertendes Labelling* (wie etwa die Nutri-Score Ampel auf Lebensmitteln) sowie die *verbesserte Sichtbarkeit* von (nachhaltigen) Produkte (etwa Positionierung auf Augenhöhe),
- **Affektiv orientierte Nudges** beeinflussen, wie sich Rezipient*innen fühlen (ohne notwendig ihr Wissen zu vermehren). Dazu zählen die *Betonung lustvoller/lustiger Aspekte* (durch witzige Verpackung, attraktive Displays etc.), *entsprechende (z.B. Nachhaltig-keits-)Appelle* (etwa durch entsprechende Slogans, Logos etc.) sowie *Social Norm Bezug*, indem (un-

)erwünschtes Verhalten anderer oder Zustimmung oder Ablehnung gegenüber diesem Verhalten dargestellt wird (etwa durch Statements oder Emoticons)
- **Verhaltensorientierte Nudges** beeinflussen, wie sich Konsumenten*innen verhalten. Sie beinhalten Verbesserungen der Convenience (etwa die Positionierung in Griffweite und an leicht erreichbaren Stellen) oder Größenanpassungen (etwa Angebot von Portionspackungen bei gesunden Lebensmitteln)

3 NUDGES IM HINBLICK AUF VERPACKUNGSVERMEIDUNG UND DAS UNVERPACKTREGAL IM SUPERMARKT

In der Abfallwirtschaft im Allgemeinen haben Nudges bereits durchaus Einsatz gefunden, allerdings tatsächlich eher in einem sehr basalen Bereich, etwa in Form der Gestaltung von Abfallbehältern als „Fußballtore", um Fußballfans im Stadion zur Nutzung der Abfallbehälter anstelle von Littering zu stimulieren (Hecking & Buchholz 2020). Im Hinblick auf Verpackungsvermeidung im Supermarkt und das Unverpackt-Regal im Speziellen ist das Konzept noch nicht wissenschaftlich untersucht. Allerdings konnten wir in beinahe allen identifizierten Feldern der Typologie Nudges entwickeln, die sich zur Umsetzung für ein Unverpackt-Regal anbieten.

Auf der kognitiven Ebene setzten Nudges an, die etwa im Bereich der verpackten Lebensmittel den Hinweis geben: „Ich bin auch unverpackt erhältlich" bzw. umgekehrt die Platzierung der jeweilig verpackten Lebensmittel neben dem Unverpackt-Regal, welche bereits umgesetzt wurde (hier liegt eine enge Verwandtschaft zu einem Convenience Nudge vor).

Eine einfache und in Test-Märkten bereits umgesetzte verhaltensorientierte Variante sind Fußspuren auf dem Boden, die die Kund*innen zum Unverpackt-Regal hinführen. Ebenfalls bereits eingesetzt werden Überkopf-Hinweistafeln, die auf das Unverpackt-Regal hinweisen.

Das Abfüllen aus dem Unverpackt-Regal ist an sich ein lustbetonter Nudge, der vielleicht Kindheitserinnerungen (z.B. Sandspielen) weckt.
Einen Convenience Nudge schlagen (Huitink et al. 2020) vor, die in Einkaufswagen einen Einleger mit Gemüseumrissen platzieren. Entsprechend kann eine thematisch an das Mehrweg- oder Angebot aus dem Unverpackt-Regal angepasste Einlage montiert werden, auf der z.B. markiert ist, wo selbst mitgebrachten Verpackungen für lose Waren abgestellt werden können – so könnten mitgebrachte Gefäße vor Umkippen geschützt werden.

Ergänzt werden kann dieser Convenience Nudge etwa durch einen Social Norm Nudge mit der Aufschrift: „Jeder dritte unserer Kunden kauft bereits am Unverpackt-Regal ein." Hinweise, motivierende Sprüche und „Wussten Sie, dass …?"-Fragen an den Unverpackt-Stationen selbst oder darüber hinaus oder in Werbedurchsagen im Geschäft sind ebenfalls als Nudges denkbar.

Ein weiteres Beispiel präsentieren (Kalnikaitè et al. 2011): Mittels einer technischen Erweiterung des Einkaufswagens können Kund*innen ihre Produkte scannen und bekommen so Nachhaltigkeitsinformationen zu ihren Produkten. Dieses technisch sehr aufwändige Konzept kann einfach auf verpackungsarmes Einkaufen übertragen werden. Eventuell kann man dafür aber auch eine entsprechende App programmieren, mit deren Hilfe der Strichcode gescannt wird und Informationen zur Verfügung stellt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Konzept des Nudging wird in jüngster Zeit wissenschaftlich intensiv erforscht und in der Praxis gerne als „Wunderwaffe" im Hinblick auf nachhaltigkeitsrelevante Verhaltensänderungen gerade im Bereich der Abfallwirtschaft gehypt. Denn Nudges stoßen ihrem Namen gemäß menschliches Verhalten an, ohne dass sie beim Individuum bewusst verarbeitet werden müssen. Damit sind Nudges durchaus als positiv zu sehen. Es bleibt jedoch auch die Gefahr, dass Nudges missbraucht werden, um Menschen im negativen Sinne zu manipulieren.

Nudging kann auf unterschiedlichen Ebenen ansetzen: auf einer kognitiven Ebene, auf einer affektiven/emotionalen Ebene und direkt auf der Verhaltensebene. Auf allen drei Ebenen können Nudges für verpackungsreduziertes Einkaufen und insbesondere Einkaufen am Unverpackt-Regal entwickelt werden.

Nudging ist daher ein geeignetes Instrument, um Kund*innen etwa auf das Unverpackt-Regal hinzuweisen, sie neugierig zu machen und dessen Vorteile hervorzuheben. Eine gezielte Manipulation findet nicht statt, aber auch keine echte Bewusstseinsbildung, die Wissen und Einstellungen der Menschen zum Einkauf verpackungsreduzierter Lebensmittel oder zum Einkaufen unverpackter Lebensmittel dauerhaft verändert. Wohl aber können erfolgreiche Einkaufserlebnisse am Unverpackt-Regal diese Einstellung verändern, und zu diesen können Nudges beitragen. Nudging kann daher als flankierende Maßnahme zu anderen Wegen der Bewusstseinsbildung gesehen werden, nicht aber als eigenständiges Instrument der Bewusstseinsbildung.

5 DANKSAGUNG

Dieser Text wurde ermöglicht durch unsere Arbeit im Projekt „1, 2, 3, -Verpackungsfrei“. Wir danken den Kooperationspartner*innen SPAR Österreichische Warenhandels AG – Steiermark und dem Österreichischen Ökologieinstitut sowie unserer Fördergeberin, der Österreichischen Verpackungskoordinierungsstelle, für die Unterstützung des Projekts. Weiterhin basiert der Beitrag auf der Masterarbeit von Ariane Kolb (Kolb 2021)

LITERATUR

Cadario, R., & Chandon, P. (2020). Which Healthy Eating Nudges Work Best? A Meta-Analysis of Field Experiments. *Marketing Science, 39*(3), pp. 465-486.

Gelbmann, U., Holzer, C., & Edlinger, J. (2022). Das Unverpackt-Regal und die Sicht der Kund*innen auf die Vermeidung von Verpackungen im Supermarkt. In R. e. Pomberger, *Recy- und Depotech 2022.* Leoben.

Hansen, P. G. (2016). The Definition of Nudge and Libertarian Paternalism: Does the Hand Fit the Glove? *European Journal of Risk Regulation, 7*(1), pp. 155-174.

Hecking, D., & Buchholz, C. (2020). *Der Einsatz von Nudging zur Förderung von nachhaltigem Verhalten - eine empirische Analyse.* IZNE Working Paper, Bonn.

Huitink, M., Poelman, M. P., van den Eynde, E., Seidell, J. C., & Dijkstra, C. (2020). Social norm nudges in shopping trolleys to promote vegetable purchases: A quasi-experimental study in a supermarket in a deprived urban area in the Netherlands. *Appetite, 151*, p. 104655.

Kalnikaitè, V., Rogers, Y., Bird, J., & Villar, N. (2011). How to nudge in situ: Designing lambent devices to deliver salient information in supermarkets. *Conference: UbiComp 2011: Ubiquitous Computing, 13th International Conference*, (pp. 11-20). Beijing.

Kolb, A. (2021). *Nudging towards the SDGs - The behavioral intervention "nudge" as a mere trend or a potential driver of sustainability? An exploratory study.* Graz: Masterarbeit.

Saunders, S. S., Barrington, D. J., & Srinivas, S. (2015). Redefining social marketing: beyond behavioural change. *Journal of Social Marketing, 2*(5), pp. 160-168.

Schubert, C. (2017). Green nudges: Do they work? Are they ethical? *Ecological Economics, 132*, pp. 329–342.

Szazi, B., Palinkas, A., Palfi, B., & Balazs, A. (2018). A Systematic Scoping Review of the Choice Architecture Movement: Toward Understanding When and Why Nudges Work. *A Systematic Scoping Review of the Choice Architecture Movement: Toward Understanding When and Why Nudges Work, 31*(1), pp. 355-366.

Thaler, R. H., & Sunstein, C. R. (2009). *Nudge. Improving decisions about health, wealth and happiness.* London: Penguin Books.

Thorndike, A. N. (2020). Healthy Choice Architecture in the Supermarket: Does It Work? *Social science & medicine*, p. 113459.

Thorndike, A. N., & Sunstein, C. R. (2017). Obesity Prevention in the Supermarket-Choice Architecture and the Supplemental Nutrition Assistance Program. *American journal of public health., 10*(107), pp. 1582-1583.

Vandenbroele, J., Vermeir, I., Geuens, M., & Slabbinck, H. (2019). Nudging to get our food choices on a sustainable track. *Proceedings of The Nutrition Society, 79*(1), pp. 1-14.

Wilkinson, T. M. (2013). Nudging and Manipulation. *Political Studies, 61*(2), pp. 341-355.

Systemische Fehler in der Wertschöpfungskette

W.P. Bauer[1]
[1)] ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Systemische Fehler als Hinweis zu Verbesserungen zu erkennen, ist Grundlage für die Überlebensfähigkeit von Organisationen. Aufgrund der hohen Relevanz der Abfallwirtschaft im Zusammenhang mit der Entstehung bzw. der Reduzierung von Treibhausgasen regt der Beitrag an, gerade in der Abfallwirtschaftsbranche aufmerksam zu sein und offen zu diskutieren, ob die eine oder andere Maßnahme wirklich im Einklang mit den Klimazielen des Pariser Klimaabkommens steht. So wichtig Recycling für die Abfallwirtschaft wie auch für die produzierende Industrie - die auf Sekundärressourcen setzt - ist, so darf es doch nicht als Allheilmittel für die Einhaltung unserer Klimaziele angesehen werden.

1 EINFÜHRUNG – SYSTEMGRENZEN UND ANSPRUCH

Mit diesem Beitrag im Rahmen einer internationalen „Konferenz für Abfallexperten“ im Forum „Kreislaufwirtschaft“ sind die Systemgrenzen der Wertschöpfungskette bereits hinreichend definiert. Die Glieder der Wertschöpfungskette bewegen sich zwischen Abfall- und Kreislaufwirtschaft.
Übergeordnet befinden wir uns in einem Zeitalter der Menschheitsgeschichte, in dem das Produktions- und Konsumverhalten zumindest eines Teils der Menschen für eine lebensbedrohende Erderhitzung verantwortlich ist. Das Wissen darum ist umfassend erforscht und in Politik und Gesellschaft bekannt. Nach neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen sind die bereits eingeleiteten Gegenmaßnahmen nicht in der Lage, das ursprünglich avisierte 1,5 Grad-Ziel sicherzustellen.
Weiterhin ist vorauszusetzen, dass ein nachhaltiger Umgang mit den Auswirkungen unseres Konsums – den Abfällen – sich wesentlich (über 20 %) auf die Größenordnung der emittierten Klimagase auswirkt. 2011 schrieb das deutsche Umweltbundesamt: „Am Ziel einer möglichst sofortigen Minderung um 600 Mio. t CO2-Äq in der EU kann die Abfallwirtschaft 24 bzw. 32 % (je nach Szenario) beitragen. Ein striktes Deponieverbot für unbehandelte Abfälle nach dem Vorbild von Deutschland, Österreich oder der Schweiz würde die entscheidenden Beiträge zur Verbesserung der Klimaschutzbilanz der Abfallwirtschaft liefern und ist eine notwendige Voraussetzung für eine signifikante Optimierung in der EU 27. Eine ebenfalls erfolgreiche Lenkungsfunktion wird durch Deponiesteuern erreicht wie z.B. in den Niederlanden. Ein Minimalziel sollte die strikte Einhaltung der EU-Deponierichtlinie sein, die konkrete Ziele zur Verringerung der Menge biologisch abbaubarer Abfälle in Deponien setzt.“ (UBA 2011)
Damit wird auch verständlich, warum der Focus des Beitrags mit „Fehler“ bezeichnet wird und nicht etwa mit „Defizite“ oder „Schwächen“. Wir haben einfach zu wenig Zeit, um unsere Aufmerksamkeit auf die Ziele zu legen, die konträr zu den Zielen des Pariser Abkommens („COP 21″) vom 12. Dezember 2015 liegen, bzw. uns Illusionen über die Wirkungen unseres Tuns hinzugeben.
Allerdings sucht eine konstruktive Fehlerkultur nicht nach einem Schuldigen, sondern nach kreativen Lern- und Entwicklungsprozessen und sinnvollen Ansätzen zu einem Kulturwandel. „Der Duden definiert Fehler als Abweichung vom Richtigen. Doch was ist richtig? Mit richtig meinen wir häufig, Regeln, Normen, Traditionen, ausgesprochene oder unausgesprochenen Erwartungen oder Vorstellungen. In Schweden definiert man Fehler nur als Abweichungen. Skandinavier machen keine Fehler. Die kreieren nur Abweichungen.” (van Boom 2020)

2 DIE EBENE DER EUROPÄISCHEN KOMMISSION

Lassen Sie uns mit der Fehlersuche auf Ebene der EU beginnen und im „wertschätzenden Austausch“ reflektieren, wie der Green Deal der EU die zukünftige Umweltpolitik in der EU und darüber hinaus bestimmt.
Die Präambel des „European Green Deal“ betont:
„Klimawandel und Umweltzerstörung sind existenzielle Bedrohungen für Europa und die Welt. Mit dem europäischen Grünen Deal wollen wir daher den Übergang zu einer modernen, ressourceneffizienten und wettbewerbsfähigen Wirtschaft schaffen, die

- bis 2050 keine Netto-Treibhausgase mehr ausstößt,
- ihr Wachstum von der Ressourcennutzung abkoppelt,
- niemanden, weder Mensch noch Region, im Stich lässt“ (Europäische Kommission, 2022)

Der European Green Deal umfasst dabei Maßnahmen in den Sektoren Finanzmarktregulierung (sustainable finance), Energieversorgung, Verkehr, Handel, Industrie sowie Land- und Forstwirtschaft. Die Kommission verschärft mit dem Green Deal ihre bisherigen Ziele der CO2-Emissionen der Europäischen Union im Vergleich zu 1990 bis 2030 auf eine Reduktion um 50 bis 55 Prozent. Hierzu sollen die EU-Mitgliedsstaaten bis 2023 ihre Klimapläne entsprechend anpassen. Im März 2020 stellte die EU-Kommission das Europäisches Klimagesetz sowie den zweiten Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft vor.
Der „zweite EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft – Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa“ gibt vor, weit über die Abfallwirtschaft hinauszugehen, bewegt sich jedoch schlicht außerhalb der Einflusssphären der in der Abfall- und Kreislaufwirtschaft handelnden Personen.
Ist dies ein erster Hinweis auf einen „Systemischen Fehler in der Wertschöpfungskette“?
Wenn die EU am Anfang der Produktionskette und beim Design von Produkten ansetzt, entspricht sie den lang gehegten Forderungen aus der Öffentlichkeit und aus der Entsorgungsbranche. Die Vorgaben zur Langlebigkeit, Reparierbarkeit, Upgrade-Möglichkeiten u.Ä. sollen die Flut der Abfälle eindämmen. Die Vorgaben zur Recyclingfähigkeit von Produkten sollen die Flut der Abfälle ein wenig mehr bewältigbar machen. Dies ist enorm wichtig und sicher kein „Fehler“. Wenn die Entwicklung von Märkten dadurch unterstützt wird, dass ein gewisser Grad an sekundären Rohstoffen für die Produktion neuer Produkte vorgegeben wird, ist das so richtig wie systemisch außerhalb der Abfallwirtschaftsbranche. Die Maßnahmen wirken vielversprechend aber nur mittel- bis langfristig auf die Branche zurück.
Da der Aktionsplan selbst rechtlich nicht bindend ist, sondern ausschließlich ein politisches Programm, dessen Schritte erst in den nächsten Jahren umgesetzt werden (sollen), stehen die Maßnahmen in einem gewissen Widerspruch zu den Zielen, die Klimagase in der genannten Größenordnung reduzieren zu wollen.
Was angesichts der Klimaerhitzung fehlt, bzw. als „Fehler“ bezeichnet werden kann, ist „Ein striktes Deponieverbot für unbehandelte Abfälle“ nach dem Vorbild von Deutschland, Österreich oder der Schweiz, welches die entscheidenden Beiträge zur Verbesserung der Klimaschutzbilanz der Abfallwirtschaft liefern würde.
Mit dem erklärten Ziel „bis 2050 keine Netto-Treibhausgase“ mehr auszustoßen, müsste die EU-Kommission die Leistungen der Abfallwirtschaft nicht nur durch recyclingfähigere Produkte (präventiv in die Zukunft wirkend) unterstützen, sondern durch Verbote auf den unreflektierten Umgang mit der Flut der Abfälle (kurzfristig reaktiv) eingehen und Wege, die in den genannten Ländern begangen wurden (Thermische Verwertung) auch für andere Länder der EU klar vorgeben.
Der zweite EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft zielt im Untertitel auf „ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa“ ab und steht damit im „Zeichen des grünen Wachstums“ weshalb er in von der Wirtschaft begrüßt wurde.
Die daran anschließende „MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN EMPTY“, die kurz „Fit für 55“ genannt, die Umsetzung des EU-Klimaziels für 2030 beschreibt, macht den Blick auf die Methan-Emissionen aus Deponien und Kippen nicht leichter.
Auch das „Fit für 55“-Paket übersieht mit den fünf neuen Initiativen in den Politikbereichen und Wirtschaftssektoren: Klima, Energie und Kraftstoffe, Verkehr, Gebäude, Landnutzung und

Forstwirtschaft die Auswirkungen des Überwindens der Ablagerung unbehandelter Abfälle in Kippen und offenen Deponien völlig. Unstrittig ist die gigantische Dimension der Maßnahmen der EU sowie die Komplexität der Materie. Nachfolgende Grafik zeigt die komplexen Strukturen der Europäischen Umweltpolitik.

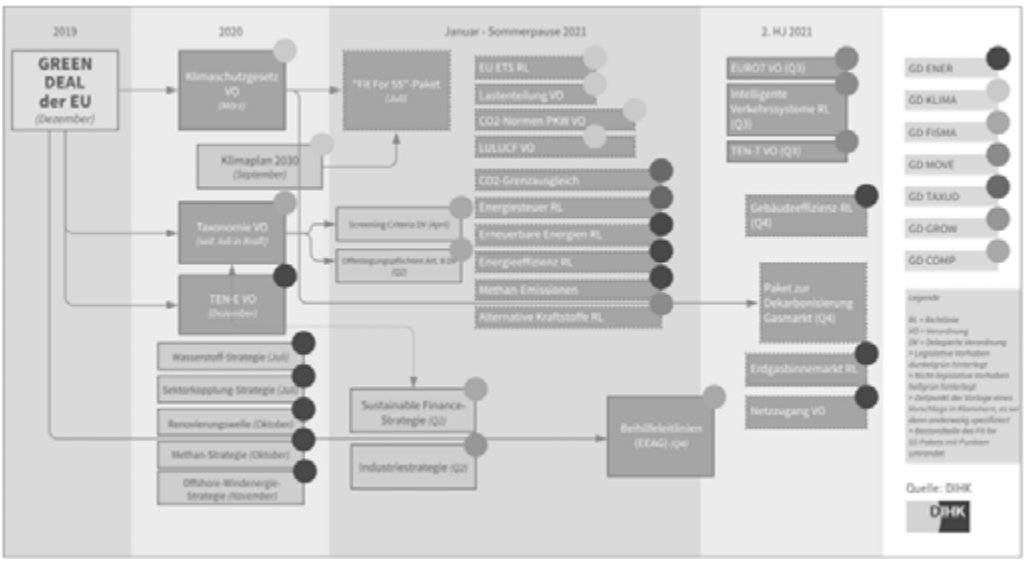


Abb. 1: Strukturen der europäischen Umweltpolitik ausgehend vom Green Deal der EU (DIHK 2021)

3 KOGNITIVE DISSONANZ

Dass sofort wirksame Maßnahmen gegen die Verpackungsflut oder gegen die Deponieemissionen übersehen werden, scheint der Tatsache geschuldet zu sein, das auf europäischer Ebene wohl kein Konsens getroffen werden kann, der nennenswert unseren Grad des Wirtschaftens in Frage stellt, bzw. den Konsum vor Ort durch Verbot oder eine relevante Besteuerung der Deponierung verteuert. Wenn die wissenschaftlich belegt beste Lösung nicht erreichbar ist, werden die Argumente der stattdessen gewählten Maßnahme überhöht. Dies geschieht in der Regel unbewusst, führt aber zu einer Illusion, die uns eine befriedigende Antwort auf die Klimakrise vorgaukelt.
Dass Maßnahmen in einem Plan für Kreislaufwirtschaft eigentlich einen anderen Schwerpunkt haben müssten, zeigt folgender Artikel zu den Zielen des damals neuen EU-Umweltkommissars Virginijus Sinkevicius. „Besonders in Ost- und Südosteuropa gibt es nach dem Geschmack der EU-Kommission viel zu viele Müllkippen. Allerdings fehlen im jetzt vorgestellten Aktionsplan konkrete Zielmarken für die Müllverwertung - diese mahnen Umweltverbände schon lange an. Bereits 2014 hatte die damalige EU-Kommission einen Plan für die Kreislaufwirtschaft vorgelegt, dessen Vorgaben bis heute nicht umgesetzt wurden.“ (B. Riegert, 2020)

4 DAS RECYCLING-NARRATIV

Dass nun allerdings nach der EU-Taxonomieverordnung die Verbrennung nicht gefährlicher Abfälle (auch die energetische Verwertung solcher Abfälle) aus der Taxonomie gänzlich ausgeschlossen werden sollen, führt dazu, dass unbehandelte Abfälle deutlich länger ungehindert auf Deponien abgelagert werden können. Wenn die Finanzierung die wirkmächtigsten Instrumente zur Reduzierung der Abfallmassen erschwert, stützt dies zwar vordergründig das Recycling, es erschwert jedoch nennenswerte Aktivitäten zur Überwindung offener Deponien und Kippen, den größten Emittenten unserer Zeit.
Es soll betont werden, dass sowohl der Green Deal als auch die Taxonomie-VO faszinierende, mutige und überaus wichtige Instrumente im Sinne des Pariser Klimaabkommens sind. Auch soll

die hervorragende Leistung der Recyclingbranche betont werden. Daraus allerdings ein Narrativ zu machen, dass alle Maßnahmen hinter der Möglichkeit, etwas könnte recycelt werden (recycelbar) zurückstehen müssen, ist ein „Fehler“ in der Definition dieses Beitrags. Der Recyclingprozess von Kunststoffen verbraucht immer noch Energie und kostet Geld. Je differenzierter die Verpackungen desto mehr Energie kosten der Prozess. PE-Verpackungen lassen sich leichter und kostengünstiger recyclen als komplexe Verpackungen wie z.B. Tetra Pak. Ortsnahe Mehrweg-Systeme für Getränke sind jedem Recycling überlegen.
Dieser Beitrag will anregen, dass wir alle unsere jeweiligen Kenntnisse einsetzen und in diesen komplexen Sachverhalten aufmerksam bleiben, um Fehlentwicklungen aufzuspüren und ihnen rasch entgegenwirken zu können.
Vor dem Hintergrund der eingangs erwähnten relevanten Auswirkungen der Abfallwirtschaft auf die Entstehung / Reduzierung von Treibhausgasen, sollten solche Maßnahmen oder Aktivitäten als Fehler bezeichnet werden, die dem Ziel der Reduzierung von Treibhausgasen entgegenwirken und so den globalen Klimawandel sogar noch fördern. Wenn wir sensitiv in Bezug auf Fehler sind und dabei ohne erhobenen Finger agieren, dient dies nicht nur langfristig unsere Umwelt als Lebensraum zu erhalten, sondern mittelfristig auch Schaden von der Abfallwirtschaftsbranche abzuwenden.

5 MOTIVATION DER FEHLERSUCHE – DER DIESELSKANDAL

Als Beispiel, dass eine ausgeprägte Fehlerkultur Schaden von einer Branche hätte abwenden können, dient der Dieselskandal, der mehrheitlich VW/AUDI zugesprochen wird.
„In dem Prozess nach dem Kapitalanleger-Musterverfahrensgesetz (KapMuG) wird seit mehr als drei Jahren verhandelt. Im Zentrum steht die Frage, ob VW die Märkte rechtzeitig über den Skandal um Millionen von manipulierten Dieselmotoren informierte. Ein Ende ist nicht in Sicht. Der VW durch die Diesel-Affäre entstandene finanzielle Schaden liegt inzwischen bei mehr als 32 Milliarden Euro. Der sogenannte Hinweisbeschluss der Richter am Oberlandesgericht Braunschweig ist ziemlich deutlich: Volkswagen hätte demnach viel früher über die manipulierten Motoren informieren müssen. Die Richter gehen davon aus, dass der Einbau unzulässiger Abschalteinrichtungen in Fahrzeugen für den US-Markt bereits 2008 eine Insider-Information war, über die der Autokonzern schon damals den Kapitalmarkt per Ad-hoc-Mitteilung hätte informieren müssen. Bislang argumentierte Volkswagen in dem Prozess über milliardenhohe Schadensersatzforderungen, dass die Abgasmanipulation erst mit dem Bescheid der US-Behörden am 18. September 2015 börsenrelevant geworden sei. Daraufhin informierte VW damals per Ad-hoc-Mitteilung den Kapitalmarkt.“ (NDR 2021)
Dass die Abschaltvorrichtungen entwickelt und eingebaut wurden, ist vor dem immensen Erfolgsdruck unter dem die Ingenieure in dem hierarchischen System VW/AUDI stehen, menschlich nachvollziehbar und verständlich. Dass das System (der Vorstand) den vorauseilenden Gehorsam der Abschaltvorrichtung erst mit großer Verzögerung als Betrug erkannt und akzeptiert hat, kostete VW mit Stand November 2021 mehr als 32 Milliarden Euro.
Hier ist es an der Zeit, den im Titel verwendeten Begriff „systemisch“ einzuführen. Systemisch bedeutet: „Wie Mitglieder sozialer Systeme über Handlungen und Sprache Wirklichkeiten erzeugen und diese über spezifische Muster und Interaktionsprozesse aufrechterhalten.“ (Systemische Gesellschaft, 2022)
Weit über die Führung und Mitarbeiter:innen im Konzern hinaus, wurde in der gesamten Gesellschaft eine Kultur aufrechterhalten, in der das Narrativ herrschte, ein Konzern wie VW, der sogar mit den niedrigen Emissionen seiner Fahrzeuge wirbt, hält natürlich alle Abgasvorschriften ein.
Wäre VW dem Vorgang der Fehlersuche mutig gefolgt, wäre vom System viel Schaden abgewendet worden. Damit ist einerseits der VW-Konzern gemeint, andererseits jedoch sehr wohl auch die Marke „Made in Germany“, bzw. das Vertrauen in Deutschland als weltweit geachteter Industriestandort.

6 DIE RECYCLINGINDUSTRIE – EINE WELTWEITE ERFOLGSSTORY MIT SYSTEMISCHEN FEHLERN

Auch in der Recyclingindustrie herrscht ein schier nicht auszuhaltender Druck. Da gibt die Europäische Union eine Quotenerfüllung vor, die gemäß wissenschaftlicher Untersuchungen nicht einhaltbar sind. Recyclieren bedeutet, dass primäre Rohstoffe ersetzt werden sollen. Die Branche reagiert mit massenhaftem Downcycling. Es entstehen Produkte, die nur durch enorme Zuzahlungen aus dem Dualen System einen Markt finden.
Der Input zu Sortier-/Recyclinganlagen zählt (zumindest bis zum Jahr 2018) zur Recyclingquote. Auch Exporte zur stofflichen Verwertung werden zu 100% zur Recyclingquote gezählt, obwohl leicht erkennbar ist, dass bei der weiteren Aufbereitung nicht verwertbare Reste anfallen müssen - Reste, die in Billiglohnländern auch auf ungeordneten Deponien oder gleich im Meer landen.

Tab. 1: Auszug aus Gesamtmengen 2020, Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister

Inland / Ausland	Kunststoffe werkstofflich		Getränke-verbunde	Sonstige Verbund-verpackungen	Gesamt	
Inland	413.737	62,68%	107.142	69.323	590.203	65,67%
Ausland EU	209.882	31,79%	18.250	24.991	253.123	28,16%
Ausland außerhalb EU	36.492	5,53%	15.195	3.746	55.433	6,17%
	660.111	100,00%	140.587	98.060	898.759	100,00%

Trotz den hervorragenden Recyclinganlagen in Deutschland (Weltmeister) landen über 30% der hier zur stofflichen Verwertung anstehenden Kunststoffe im Ausland. Der Müll findet den Weg der niedrigsten Kosten. Der Unterschied der Kosten zwischen einer vollständigen Entsorgung (auch der Reste) in Deutschland und dem Transport ins Ausland kann für einen kleinen Recyclingbetrieb die Existenz bedeuten. Er tut was er rechtlich darf. Die Fehlersuche könnte dort beginnen, wo es selbstverständlich wird, dass der Recyclingbetrieb keine Verantwortung für den Verbleib der Reste im Zielland auf sich nehmen muss. Wo keine Müllverbrennung existiert oder zumindest eine Deponierung nach den in der EU anerkannten technischen Anforderungen der Abfallrahmenrichtlinie, fallen auch keine hohen Kosten für die Entsorgung der verbleibenden Reste an.
Berichte - wie etwa der ARD-Dokumentarfilm „Die Recyclinglüge“ - versuchen durch eine drastische Berichterstattung eine gewisse Wahrnehmung der Öffentlichkeit zu erreichen. Statt daran anschließend die Defizite offen zu diskutieren, hält die Branche ebenso drastisch dagegen.
Dabei berichtet der Dokumentarfilm nicht nur von dem Umstand, dass weniger als 10% der Kunststoffe wirklich recycliert werden (Prof. H. Maurer, Generaldirektion der EU spricht im Film von 7 %), sondern zeigt auch auf die Auswirkungen des illegalen Abfallhandels. Hier den Ball nicht aufzunehmen, negiert auch die Ausführungen der EU. Die EU (Pressemitteilung EU 2021) beziffert die Dimension der Umweltkriminalität: „… illegale Verbringungen machen potenziell bis zu 30 % der Abfallverbringungen im Wert von jährlich 9,5 Mrd. EUR aus“.
Vor dem Narrativ „Recycling ist per se gut“ reagieren weder die Politik noch die Gesellschaft. Kultur entsteht im Zwischenraum von Regeln. Die offiziellen Regeln und Gesetzen etc. bilden die Eckpfeiler. Dazwischen wirkt das, was Menschen daraus machen und wie sie es leben: Wir Menschen machen die Kultur, in der wir leben. Und somit sind wir entweder Teil des Problems oder der Lösung.
Ähnlich wie beim Dieselskandal, bei Wirecard, beim Bankenskandal, etc. reagiert die Gesellschaft als System eher träge. Die jeweils direkt betroffene Branche negiert das Geschehen und steckt den Kopf so lange in den Sand, bis die Staatsanwaltschaft Fakten schafft.

7 ANTIFRAGILITÄT

Moderne Systeme wissen, dass Fehler Hinweise auf eine notwendige Optimierung sind. Wer Fehler erkennt und offen diskutiert gewinnt an Glaubwürdigkeit. Geht beim Kunden die Glaubwürdigkeit für das Recycling als Ganzes ins Wanken, ist es nur ein kleiner Schritt und er wendet sich ab. Bürger:innen differenzieren dann nicht mehr zwischen den Erfolgen des Recyclings bei Altpapier, bei Glas, bei Aluminium und dem für sie oft unverständlichen Trennvorgaben bei Verpackungen. Beteiligt sich der Bürger nicht mehr am Recycling hat das zunächst verheerende

Auswirkungen für die Branche und dann für die produzierende Industrie, die ohne Sekundärrohstoffe nicht mehr produzieren kann.
Systeme, die sich der Realität stellen, werden stärker. Am Umgang mit Stress im System bzw. mit Fehlern können wir erkennen, wie (zukunfts-) sicher ein System / eine Organisation ist. Zukunftsfähige Systeme, also auch Organisationen (wie beispielsweise die Abfallwirtschaft), müssen nicht möglichst robust, stabil und widerstandsfähig gegen Störeinwirkungen von außen sein, sondern antifragil. Antifragile Systeme ,,mögen" Stress. Sie nutzen ihn evolutionär zu ihrer Weiterentwicklung. (Fandom, 2022)
Nehmen wir Antifragilität als Zielzustand für das Überleben eines Systems, dann müssen wir Fehler - vor allem systemische Fehler - im System erkennen wollen und lernend die dem Fehler zugrundeliegende Situation verändern.

8 VON DER WEGWERFGESELLSCHAFT ZUR KREISLAUFGESELLSCHAFT

Fehler bzw. Illusionen sind manchmal schon im Namen angelegt. Eine Zero Waste Kampagne ist zutiefst zu begrüßen. Da sie jedoch mit ihrem Slogan die Unmöglichkeit des Ziels befördert, trägt sie bereits einen Teil des Scheiterns in sich.
Aber auch der Begriff Kreislaufwirtschaft ist entweder zu kurz gesprungen oder weist einfach nur in die falsche Richtung. Nachhaltigkeit wird immer in vier Dimension beschrieben. Neben der Ökonomie, sind auch die Dimensionen Ökologie, Mensch und Kultur zu beachten. Es wird empfohlen, gerade bei der wohl wichtigsten Entwicklung der Abfallwirtschaft, bereits von Beginn das Ziel der Kreislaufgesellschaft anzustreben.
Nur wenn die Gesellschaft im Allgemeinen und die Abfallwirtschaftsbranche im Besonderen ihren Anteil an der Verschmutzung der Weltmeere und den Treibhausgasen in unserer Atmosphäre anerkennt und eine besondere Sorgfalt bei der Suche nach den richtigen Wegen aufbringt, wird sie von den Manschen ernst genommen. Nur dann verdient sie das Vertrauen, das es braucht, wenn die Bürger:innen den manchmal schwer nachvollziehbaren Trennvorschriften folgen sollen.

LITERATUR

Bernd Riegert (2020) EU: Abfall kreisen lassen statt wegwerfen. 11.03.2020 in https://www.dw.com/de/eu-abfall-kreisen-lassen-statt-wegwerfen/a-52721829, Brüssel.

Europäische Kommission (2022), Europäischer Grüner Deal – Erster Klimaneutraler Kontinent werden, 22. Juni 2022 in https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_de

Deutscher Industrie- und Handelskammertag e. V. (DIHK) (2021) Green deal der Europäischen Union. Online verfügbar unter https://www.dihk.de/resource/blob/54144/07a6c3cb7b65f4aa14ab745d63678b5d/green-deal-broschu-re-data.pdf

Fandom (2022) Megatrends Wiki. Online verfügbar unter https://megatrends.fandom.com/de/wiki/Antifragilit%C3%A4t

Maike van den Boom (2020) Ooops! 10 Tipps für eine konstruktive Fehlertoleranzkultur. 18.02.2020 in https://managementberatung-coaching.de/fehlerkultur-tipps/

Norddeutscher Rundfunk (NDR) (2021) VW-Skandal: Gericht gibt erste Einschätzung zur Sache ab. 18.11.2021 in https://www.ndr.de/nachrichten/niedersachsen/braunschweig_harz_goettingen/VW-Skandal-Gericht-gibt-erste-Einschaetzung-zur-Sache-ab-,volkswagen2176.html

Pressemitteilung der EU (2021) Europäischer Grüner Deal: Kommission nimmt neue Vorschläge an: Stopp der Entwaldung, innovative nachhaltige Abfallbewirtschaftung und gesunde Böden für Menschen, Natur und Klima vom 17.11.2021.

Systemische Gesellschaft (2022) Was ist systemisch? Online verfügbar unter https://systemische-gesellschaft.de/systemischer-ansatz/was-ist-systemisch/

Umweltbundesamt (UBA) (2011) Klimarelevanz der Abfallwirtschaft.

Paradigm Shift in the plastics industry: from linear to circular

A. Leitner[1]
[1)] Borealis, Circular Economy Solutions, Linz, Austria

ABSTRACT: The reliable supply of high-quality recyclate is a prerequisite for a functioning circular economy. As Borealis, we cooperate with our partners along the value chain to enable our customers and partners to achieve their circularity goals and reduce their overall carbon footprint and, at the same time, underpins our Borealis journey towards more sustainable living.

1 THE CHALLENGE

When it comes to solving circularity, the clue's in the name; the Circular Economy is about changing the way we make, use and - critically - reuse materials and resources, which means whole system redesign and reinvention. The Borealis Circular Cascading Model outlined in Scheme 1 addresses all aspects of the cycle starting from the virgin Polyolefin production and respective feedstock supply, design of eco-efficient end-product solutions for re-use and recycling as well as closing the loop via innovative collection, sorting and recycling models and technologies.

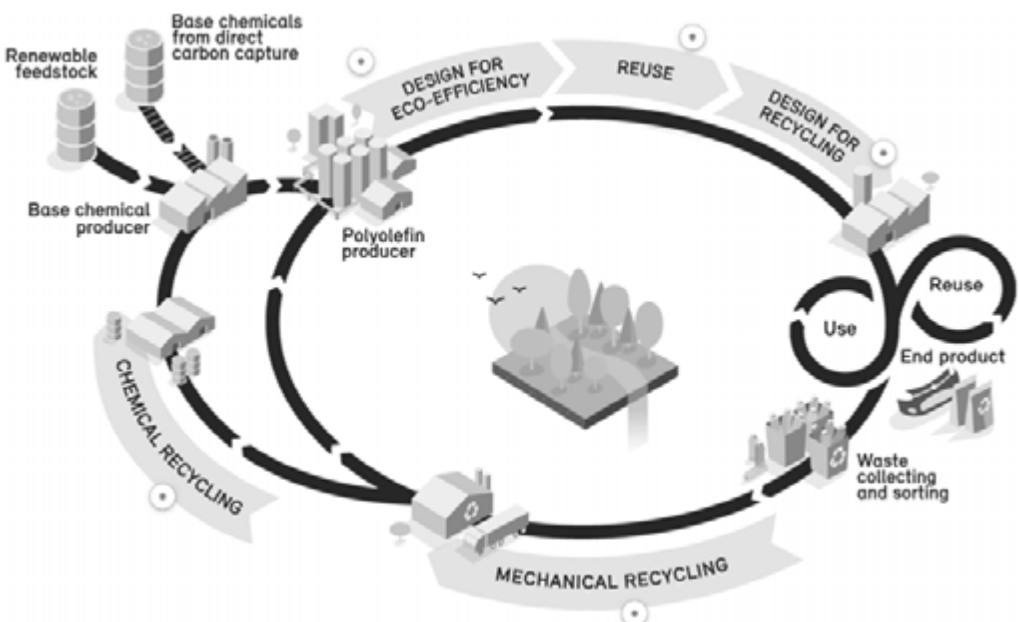


Fig. 1: Borealis The circular cascade model

On top, when it comes to tackling huge climate change issues through reduction in CO_2 emissions and through more renewable energy and materials, reaching Net Zero - as many businesses have committed to doing in the coming decades - means addressing Scope 3 emissions, which are those an organisation indirectly impacts through its value chain. Once again, it means we're all in it together and that success needs to be co-created and shared.

To reach a circular economy in plastic, there are some complex issues to solve, but this is the moment for accelerating action. It's a time for wide and progress-driven collaboration across the value chain, to share, to learn and to create new solutions together. These can be test and learn

experiments, co-creation or development of new innovative technologies, even communication that helps bring people into shared understanding and ways of working.

In this presentation we will discuss 3 different levels and forms of collaboration that Borealis are undertaking, working with specialists and other parts of the value chain in ways that unlock circular progress:

- **Recelerate GmbH**: A joint venture by Borealis AG and Reclay Group to ensure more post-consumer lightweight packaging (LWP) is sorted and recycled into high quality materials.
- Increasing supply of **chemically recycled feedstock**: OMV´s innovative ReOil® process converts used plastics into what is known as synthetic crude oil under moderate pressure and normal refinery operating temperatures. This synthetic crude oil ("Syncrude") is then being used to produce base materials to be converted, for example, in the Borealis Borstar® process.
- Taking **mechanical recycling** to the next level: The Borealis partnership with TOMRA operates a Borcycle™ M plant in Lahnstein, Germany, that sorts post-consumer plastic waste to produce solutions that are fit for demanding plastic applications across multiple end use applications like healthcare and automotive.

2 SUMMARY

As live demands progress, strong cooperations along the value chain are pivotal to turn the plastics industry from linear to circular. This presentation will discuss multiple approaches how to implement this in practice.

REFERENCES

Chemical Recycling - OMV Sustainability Report 2021
https://www.borealiseverminds.com/blog/
Latest News and Media Releases - Media, News & Events - Borealis (borealisgroup.com) On the Borealis Circular Cascade Model see: Circular Economy - Borealis (borealisgroup.com)

Der aktuelle Stand der Technik im Textilrecycling

W. Ipsmiller[1] & A. Bartl[1]
[1)] TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Textilabfälle rücken wegen des nicht zuletzt aufgrund veränderter gesetzlicher Rahmenbedingungen gestiegenen Interesses einer Nutzbarmachung als Ressource in einer Kreislaufwirtschaft immer weiter in das Zentrum der Diskussion im Spannungsfeld Konsum – Legislative – Exekutive – Gesellschaft. Die Textilproduktion ist hierbei streng hierarchisch aufgebaut und geht mit einer globalen Wertschöpfungskette einher, die über das Ende der Verwendung für den initialen Zweck hinausreicht. Die Materialien stellen dabei durchwegs einen komplexen Stoffstrom dar. Eine (Nach-)Nutzung am Ende der Einsatzdauer in Einklang mit den Zielen einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft zu bringen, ist in der Beschau beider Faktoren nicht trivial. Diese Kommunikation fußt auf einer kürzlich vollendeten Studie zum Istzustand des Wissens im Alttextilmanagement und Textilrecycling (SWiTex) und gibt einen Einblick in mögliche und nötige Recyclingverfahren sowie den Rahmen hierzu.

1 EINLEITUNG

Die Textil- bzw. Faserindustrie wird als ein Wirtschaftssektor mit gravierenden negativen Umweltauswirkungen und hohem Ressourcenverbrauch wahrgenommen. Das Kreislaufwirtschaftspaket der EU räumt der Textilindustrie daher mittlerweile eine prioritäre Stellung ein. Diskussionen über die Einfuhr-Praxis in Hauptabnehmerländern für Alttextilien (DW 2018) befeuern dies zusätzlich und es kann die Prämisse abgeleitet werden, dass künftig gesteigerte Sammelraten mit einer Verschärfung des textilen „Abfallproblems“ innerhalb Europas zu erwarten sind. Unbeschadet weiterer Anstrengungen in Richtung Reduktion des Verbrauchs und Wiederverwendung ist daher klar, dass in einer realistischen Einschätzung alternative Verwertungswege zur Rückführung werttragender Komponenten und somit auch der Reduktion des Verbrauchs an Primärressourcen gefunden und zur Anwendungsreife gebracht werden müssen.

2 ABGRENZUNG UND FRAKTIONIERUNG

2.1 Auswirkung des Textilbegriffes auf die Möglichkeiten zur Nachnutzung von Alttextilien

Der Ausdruck „Textilien“ subsummiert eine ganze Reihe von Produkten, generiert jedoch keine rechtlich bindende und eindeutige Definition und ermöglicht auch nicht die Abgrenzung gegenüber nichttextilen Gegenständen. Häufig adressiert sind textile Faserstoffe, textile Halb- und Fertigwaren und für Kombinationen aus textilen und nichttextilen Komponenten werden die Erzeugnisse den Textilien zugerechnet, wenn der textile Charakter entscheidend ist (DIN 1969), wobei Verordnung (EU) 1007/2011 definiert, dass in Textilien ausschließlich Textilfasern enthalten sein dürfen (EC 2011). Eine Zuordnung als textile Handelsware wird auch getroffen, wenn Produkte zu > 4/5 der Masse aus Textilfasern bestehen (EC 2011). Aber auch klar abgrenzbare Materialbereiche, wie z. B. die Deckschicht von Fußbodenbelägen oder Bezüge aller Art, gelten nach der Verordnung als Textilien, wenn diese Voraussetzung zutrifft. Für die Festlegung zur verpflichtenden Kennzeichnung solcher Produkte ist dies geeignet, für eine allgemeingültige Definition jedoch nicht. Dies ist womöglich auch als Ursache dafür zu sehen, dass sich trotz der mittlerweile über Richtlinie (EU) 2018/851 (EC 2018) auch auf Textilien anzuwendenden verpflichtenden Recyclingquoten eine Einteilung hierzu bis dato nicht im Regelwerk findet. Ohne eine Präzisierung textiler Materialströme bleibt jedoch eine technologisch und ökonomisch potenziell nicht überwindbare Hürde bestehen.

2.2 Getrennte Sammlung

Die materiell, v. a. aber verwendungsbezogen separate Sammlung textiler Materialströme ist aber eine unbedingte Voraussetzung für alle folgenden Verwertungsschritte. Eine einfache Einteilung kann z. B. schon mit Bekleidungs- und Heimtextilien einerseits und Technischen Textilien andererseits gefunden werden. Aus Angaben zu Fraktionsgrößen nach dem Sortieren der getrennt gesammelten Alttextilien (bvse 2020, Karigl et al. 2019) wird jedoch deutlich, dass eine Kreislaufwirtschaft im textilen Sektor aktuell nicht umfassend realisiert ist. Die gesamte Menge an Textilabfällen betrug in Österreich im Jahr 2019 bspw. gut 57.000 t, Kapazitäten für deren Aufbereitung werden allerdings nur mit knapp 25.000 t angegeben (BMK 2021), entsprechend einem Anteil von maximal etwa 40 %. Neben dem Verlust von Werk- und Wertstoffen (thermische Abfallbehandlung bzw. Verdünnungseffekte) ist die Vermengung mit gemischtem Siedlungsabfall auch ein Problem betreffend (Kreuz-)Kontamination und führt gleichzeitig zu unnötig hohem Trennaufwand für anschließendes Recycling wegen der Mannigfaltigkeit möglicher Kontaminationsarten. Bereits bei der Sortierung über im Kommen befindliche automatisierte, v. a. sensorbasierte Sortiersysteme (Terra 2020) werden Erfassungsgrenzen hier schlagend. Gleichzeitig wird die Zuordnung zu „Recycling“ bzw. „Wiederverwendung“ nach getrennter Sammlung innerhalb verschiedener Analysen nicht einheitlich vorgenommen und Recyclingverfahren sind aufgrund mangelnder Dokumentation nicht mit genügender Genauigkeit spezifiziert.

3 RECYCLING VON ALTTEXTILIEN

Für die Betrachtung der Optionen müssen zunächst Rahmenbedingungen beleuchtet werden, ehe auf die Verfahren eingegangen werden kann. Hierbei gibt die Produktionsweise direkt die Ansatzpunkte für mögliche Verwertungswege vor und die Materialart lässt erkennen, welche hiervon konkret gewählt werden können / sollten; Abb. 1 gibt eine Überblicksdarstellung.

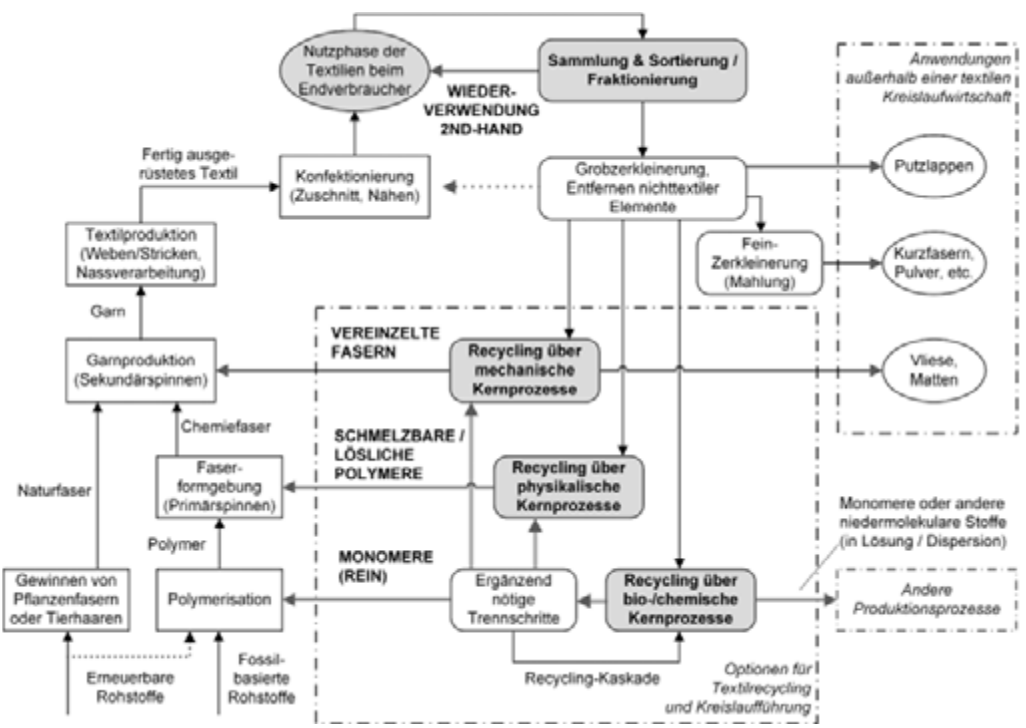


Abb. 1: Schema zu Textilrecyclingoptionen mit Rückführ-Punkten in der Produktionskette

3.1 Rahmenbedingungen

3.1.1 Textilproduktion

Die textile Produktionskette ist linear-hierarchisch aufgebaut, Rückführpunkte befinden sich daher bevorzugt an Schnittstellen einzelner Verarbeitungsprozesse abgrenzbar in die Schritte:

- Polymerisation und Faserformgebung für synthetische Fasern bzw. Gewinnung von Naturfasern (tierischen oder pflanzlichen Ursprungs)
- Garnproduktion (Sekundärspinnen)
- Produktion textiler Flächengebilde (speziell Gewebe und Gestricke)
- Konfektionierung fertiger Gebrauchswaren (Zuschnitt und Nähen)

Prinzipielle (Haupt-)Formen rückführbaren Materials sind hiermit zuvor vereinzelten Fasern, rückgewonnene Polymeren (z. B. in Granulat-Form nach Re-Extrusion) und Monomere, wobei der Wertstoff mit begrenztem Supplementierungsgrad in den Produktkreislauf eingebracht werden kann, das Energieeinsparpotential jedoch umso weiter sinkt, je mehr der o. g. Schritte in der Produktionskette für ursprüngliche „Produktwertigkeit“ wieder durchlaufen werden müssen.

3.1.2 Materialarten

Das Hauptmerkmal von Textilien nach „engerer“ Definition ist die innige Kontaktierung von Garnen bzw. Fasern; geordnet (Gewebe, Gestricke) oder regellos (Vliese, etc.). Die strukturelle Integrität besteht auf zwei Ebenen, dem Garnaufbau (= Zusammenhalt der Fasern im Garn) und der Webart (= form- und/oder reibschlüssiger Kontakt der Garne untereinander). Bestehen die enthaltenen Garne aus einem einzigen Material / Polymer, ergibt dies textile Monomaterialien. Kombinationen können als Fasermischung im Garn (intime Mischung), als Einheiten in einem verzwirnten Garn (vgl. Aufbau eines Taus aus Einzelseilen), oder als Mix im textilen Flächengebilde (z. B. unterschiedliches Material von Kett- und Schussgarn) realisiert sein; neben weiteren Kombinationsmöglichkeiten können Massenanteile der verschiedenen Polymere variieren. In die Fasern bzw. auf Oberflächen können Additive wie Farbstoffe, Flammschutz oder Hydrophobierung ein- bzw. aufgebracht sein. V. a. funktionellen Textilien wohnen eine oder mehrere spezifische Eigenschaften inne, die i. d. R. erst durch die Verbindung unterschiedlicher Materialien entstehen. Weniger offenkundig ist, dass der Übergang vom „einfachen“ zum „funktionellen“ Textil fließend ist und auch vermeintlich einfache Textilien, wie Bekleidung, oft Materialien enthalten (z. B. Nähgarn, elastische Bunde), die beim Recycling problematisch sind.

3.2 Verfahren

3.2.1 Recycling / Wiederverwendung für Nichtbekleidungszwecke - „Unechtes“ Textilrecycling

Diese Arten der Nachnutzung zielen darauf ab, in einem Zerkleinerungs- und/oder Vereinzelungsprozess (Scheren, Schredder, Schneidmühlen, Reißaggregaten, ggf. Separation nichttextiler Anteile) Elemente zu gewinnen, die mit geringem Verarbeitungsaufwand (für andere Zwecke) angewendet werden können. Die Produkte reichen von Putz- und Wischlappen über Kurzfasern als Additiversatz in industriellen Prozessen (Reinthaller et al. 2011) bis zu Vliesstoffen, die als Materialmischungen meist für Bau- und Automobilanwendungen verarbeitet werden. Anwendungen können hochspezifisch sein und die „Wertigkeit“ des ursprünglichen Textils erreichen (bspw. hohen Ansprüchen an Geräusch- oder Wärmedämmeffizienz gerecht werden), dem Recycling im Sinne einer Kreislaufwirtschaft im Textilsektor entsprechen sie aber nicht. Putzlappen mit ihrer sehr kurzen Nutzungsdauer (Lagerzeit ausgenommen) sind ein Extrembeispiel für fragwürdige Zuordnung; die etwas provokante Kapitelüberschrift zielt darauf ab, diese Diskrepanz herauszustreichen. Tatsächlich ist eine Einordnung als „Wiederverwendung“ unzulässig im Sinne der Begriffsbestimmung in Art. 3, RL 2008/98/EG, aber auch die Zuordnung zu „Recycling“ oder „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ geht am ebenfalls in der Richtlinie festgeschriebenen Vermeidungsprinzip vorbei. Am ehesten ist eine „Verwertung“ im Sinne der RL zu erkennen, da der Einsatzzweck „sinnvoll“ ist und andere Materialien ersetzt werden (EC 2008).

3.2.2 „Klassische“ Textilrecyclingoptionen und Adaptierung etablierter Technologien

Diese Recyclingverfahren umfassen mechanische und physikalische Grundprozesse, sind tlw. Weiterentwicklungen von aus der Kunststofftechnologie bekannten Verfahren oder stellen das Bestreben der Neuorientierung etablierter Prozesse auf ein erweitertes Feld an Einsatzmaterialien dar. Alle hier subsummierten Prozesse setzen die Reinheit der Eingangsmaterialien voraus.
Eine Verfahrensgruppe ist das Wiedergewinnen von Einzelfasern nach Einbringen von Textilien in sogenannte Textil-Reißlinien, nach vorheriger grober Zerkleinerung in Schreddern (Laroche 2022). Textilstücke passieren hierbei in Serie geschaltete Walzenanordnungen, in denen ein Öffnen der textilen Struktur durch gehärtete Metallnadeln stattfindet. Ein großer Nachteil ist die nötige mechanische Zugkraft, die umso größer wird, je dichter die textile Struktur ist; ggf. mit der Begleiterscheinung, dass die Länge der Einzelfasern so weit reduziert wird, dass ein Wiederverspinnen nicht mehr möglich ist. Auch für Monomaterialien kann dies einen Hinderungsgrund darstellen. Eine weitere Gruppe umfasst die Schmelzextrusion bzw. das (physikalische) Lösen mit der Möglichkeit der erneuten Faserherstellung aus einer Polymer-Lösung. Auf Basis der meistverwendeten Materialien in Bekleidungstextilien wird speziell die Re-Extrusion von PET weiter verbessert (Wu et al. 2022) und das Lösen von Baumwolle wird für die Produktion von Cellulose-regeneratfasern erschlossen (Lenzing 2018); andere Materialien spielen eine unbedeutende Rolle.
Während die genannten Technologien einen gewissen Grad an Kontamination tolerieren und dies wie bei anderen Recyclingverfahren hauptsächlich von den Einschränkungen durch die verfahrenstechnische Anlagentechnik ((Bruch-)Stabilität der beweglichen Maschinenelemente, Filtrationskapazität, Materialvoraussetzungen für das Faser-/Garnspinnen, etc.) abhängt, meint Reinheit im Kontext, dass die Textilien aus nur einem Polymer bestehen dürfen, da eine Trennung unterschiedlicher Polymere aus dem Textilverbund i. d. R. nicht über (mechanisch-physikalische) Vorreinigungsschritte erreicht werden kann. Auch Materialien unterschiedlicher Farbgebung oder mit Unterschieden intrinsischer Eigenschaften (z. B. Flammschutzmittel im Faserlumen) sind nicht gemeinsam zu verarbeiten, wenn das Ziel die sortenreine Wiedergewinnung der Materialien als Fasern / Garne für den Zweck der Substitution primären Materials ist.
Letztlich sind Anwendungen im Bereich der zweiten Verfahrensgruppe bis jetzt rar, da entweder genügend einfacher verarbeitbares Material wie PET-Flaschen für die Faserherstellung aus Sekundärrohstoffen zur Verfügung steht oder sie erst in wenigen Anlagen implementiert bzw. in Erprobung sind (Valmet 2022, Lenzing 2018).

3.2.3 Neuausrichtung auf ein erweitertes Einsatzspektrum (Alttextilien)

Die genannten Verfahren stoßen für die Nachnutzung von Materialmischungen an grundlegende technologische Grenzen, deshalb werden zusätzliche Separationsschritte zur Erzeugung geeigneter Reinmaterial-Unterfraktionen unumgänglich. Im Speziellen werden hierzu chemische und biochemische (Vor-)Behandlungsschritte, oft Lyse-Prozesse und die Hintereinander-Reihung derartiger Verfahren in Kombination mit mechanischen und / oder thermisch-verfahrenstechnischen Trennschritten verwendet. Es wurde beispielsweise die katalysierte und nicht-katalysierte Trennung der Dualmischung PET-Baumwolle über alkalische Hydrolyse untersucht (Palme et al. 2017).
Das Prinzip der Verfahren besteht allgemein darin, eine Faserkomponente / eine Polymerkomponente zu depolymerisieren und aus dem verbleibenden Materialverbund zu entfernen. Reaktionsprodukte können reinheitsabhängig (zumindest prinzipiell) für verschiedene Zwecke eingesetzt werden, z. B. die Produktion neuer Polymere, Anwendung in der Biotechnologie oder Nutzung als Basischemikalien oder Brennstoff.
Ein innovativer Ansatz in diesem Bereich ist die Zuhilfenahme enzymatischer Hydrolyse, die sich durch eine sehr hohe Substrat-Selektivität unter milden Bedingungen bei gleichzeitiger Reinheit der erzeugten Monomere ohne Reaktionsnebenprodukte auszeichnet. Verschiedene Enzyme wirken hierbei katalytisch und ein wiederholter Einsatz dieser Betriebsressource nach Rückgewinnung ist aus verfahrenstechnischer Sicht möglich. Das Anwendungsprinzip wurde für Cellulosefasern bereits erfolgreich demonstriert (Vecchiato et al. 2018). Ein Nachteil besteht darin, dass Enzyme für die Behandlung von Textilfasern nur für eine beschränkte Auswahl an in der Natur vorkommenden Substraten bekannt bzw. zufriedenstellend anwendbar sind. Der Ansatz ist daher

speziell dann interessant, wenn cellulosische Fasern (Baumwolle, Celluloseregenerate) bzw. Proteinfasern (Wolle), (Quartinello et al. 2018), aus dem Textilverbund entfernt werden sollen. Das Enzymdesign für die Depolymerisation synthetischer Polymere, speziell PET (Kawai et al. 2019) wird erforscht. Da die Hydrolyse auch in der Faser enthaltene Zuschlagstoffe in die Reaktionslösung freisetzt, ist deren Separation parallel möglich; ein gesamtheitlicher Recyclingansatz wurde für flammgehemmter Schutzausrüstung gezeigt (Ipsmiller et al. 2019).

3.2.4 Weitere Entwicklungen

Ein neues Forschungsgebiet formiert sich mit der Anwendung neuer Lösungsmittel(-konzepte), um Probleme und den Betriebsressourcenbedarf bei der Trennung bestimmter Stoffkombinationen in sequenziellen Trennprozessen für Mischtextilien zu reduzieren. Für einige ionische Flüssigkeiten werden bspw. gute Löseeigenschaften für Cellulose beschrieben (Haslinger et al. 2019), andere Ansätze vereinfachen die Trennung synthetischer Faserkomponenten, z. B. mittels Lösungsmittel wechselnder Hydrophilie, um PET aus Textilmischungen zu extrahieren (Yousef et al. 2020).

Bei allen Fortschritten darf nicht unerwähnt bleiben, dass für Modifikations- und Ausrüstungsschritte (d. h., Eigenschaftsanpassung) in unterschiedlichen Prozessstadien Stoffe eingesetzt werden, für welche gerade erst begonnen wird, Störeffekte und Akkumulationsneigung in Recyclingprozessen und Produkten hieraus zu untersuchen. Mit einer schier unüberschaubaren Anzahl an verwendeten Veredelungsmitteln in oft geringen Massenanteilen mit potenziell gravierenden Auswirkungen auf Menschen und Umwelt, ist diese Problematik bisher ungelöst.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Für Alttextilien ist ein Mengenanstieg in den Ländern der Erstverwendung zu erwarten. Vermeidungsstrategien können zwar zu einer Reduktion der anfallenden Volumina führen, jedoch nur langfristig. An einem bestimmten Punkt verliert zudem jedes Bekleidungsstück seine bestimmungsgemäße Verwendbarkeit (z. B. durch Einreißen, Fleckbildung, Dünner-Werden durch Verlust von Fasern, etc.) sodass das Textilrecycling eine zentrale Rolle für eine Kreislaufwirtschaft in diesem Sektor spielen wird. Jeder textile Verarbeitungsschritt trägt zum Gesamtenergie- und Ressourcenverbrauch bei, möglichst wenige dieser Schritte sollten daher erneut durchlaufen werden. Technologien zur Behandlung von Monomaterial-Textilien sind hierzu bereits etabliert, wenn auch mit Einschränkungen hinsichtlich der Qualität der Recycling-Materialien. Parallel werden neue Methoden erforscht oder sind in ingenieursmäßiger Entwicklung. Generell für den Trennerfolg und die Erzeugung von Reinmaterialströmen entscheidend ist die Kombination bestehender und in Entwicklung befindlicher Recyclingverfahren. Die für die diskutierte Studie erfassten Technologien zeigen, dass ein Recycling von Multimaterial-Textilien noch nicht umfassend entwickelt, aber für einige mengenmäßig wichtige Materiakombinationen in Reichweite ist.

Dabei unterschreitet der energetische Aufwand für getrennte Sammlung, Sortierung und Logistik – allesamt Voraussetzungen für eine sinnvolle Kreislaufführung – deutlich das über Recycling erzielbare Energie-Einsparpotential, im Ausmaß jedoch abhängig vom Komplexitätsgrad, der v. a. durch Anzahl und Verbindungsart der enthaltenen Materialien (lose – dicht, Materialverbund – Verbundmaterial, homogen – heterogen über das Faser- bzw. Flächenäquivalent verteilt, etc.) abhängt. Hiervon ebenso abhängig ist, welche „Wertigkeit“ (v. a. physikalisch-chemische Eigenschaften) Materialien behalten; Trenn- und Rückgewinnungsaufwand hierfür zehren ggf. das Einsparpotential auf. – Es ist keineswegs trivial, diese Balance aus „Rückführung aller Komponenten“ in idealtypischer Erfüllung des Kreislaufwirtschaftsansatzes, und „höchster Energieeffizienz“ zu finden. Noch schwieriger erscheint es, alle in Klein- / Kleinstmengen auftretenden Fertigungs- und Zuschlagstoffe zu erfassen, geschweige denn, eine Entfernung all jener zu erreichen.

Über den positiven Entwicklungen schwebt allerdings eine unzureichende Begriffsbestimmung; eine eindeutige Definition von „Textilrecycling“ ist erforderlich. Unter Berücksichtigung der technischen und ökonomischen Grenzen müssen Rechtsvorschriften zudem künftig regeln, wie einem im Kreislauf geführten Material Vorrang vor Primärrohstoffen bei der Textilproduktion eingeräumt werden kann / muss, um die industrielle Umsetzung von Textilrecyclingverfahren anzukurbeln.

LITERATUR

BMK (2021) Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021. Von https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:04ca87f4-fd7f-4f16-81ec-57fca79354a0/BAWP_Statusbericht2021.pdf abgerufen.

bvse (2020) Demand, Consumption, Reuse and Recycling of Clothing and Textiles in Germany. Von https://www.bvse.de/dateien2020/2-PDF/02-Presse/06-Textil/2020/bvse-Textilstudie_2020_eng.pdf abgerufen.

DIN (1969) DIN 60000 Textilien; Grundbegriffe. (DIN 60000:1969). Berlin: DIN e.V.

DW (2018) Ostafrika kämpft weiter gegen Second-Hand-Kleidung. (Deutsche Welle) Von https://www.dw.com/de/ostafrika-k%C3%A4mpft-weiter-gegen-second-hand-kleidung/a-42744807 abgerufen.

EC (2008) Directive 2008/98/EC o. t. Europ. Parliam. a. o. t. Council of 19 Nov. 2008 on waste and repealing certain Dir. Official Journal of the European Union(51(L312)), S. 3-30.

EC (2011) Verordnung (EU) Nr. 1007/2011 d. Europ. Parlam. u. d. Rates vom 27. Sept. 2011 über die Bezeichnungen von Textilfasern (...). Amtsblatt der Europäischen Union(L 272).

EC (2018) Directive (EU) 2018/851 o. t. Europ. Parliam. a. o. t. Council of 30 May 2018 amending Dir. 2008/98/EC on waste. Official Journal of the European Union(61(L150)), S. 109-140.

Haslinger, S., Hummel, M., Anghelescu-Hakala, A., Määttänen, M., Sixta, H. (2019) Upcycling of cotton polyester blended textile waste to new man-made cellulose fibers. Waste Manage., 97, S. 88-96.

Ipsmiller, W., Piribauer, B., Vecchiato, S., Bartl, A., Gübitz, G., Ruppert, G. (2019) Circular economy solution for FR protective clothing. Technical Textiles, 62(3), S. 185-188.

Karigl, B., Bernhardt, A., Hauer, W. (2019) Verwertung von gesammelten Alttextilien. Von https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/angebot/referenzen/humana_verwertung_von_gesammelten_alttextilien.pdf abgerufen.

Kawai, F., Kawabata, T., Oda, M. (2019) Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields. Appl. Microbiol. Biotechnol., 103(11), S. 4253-4268.

Laroche (2022) Cadette. (Laroche SA) Von http://www.laroche.fr/en/domaines-dactivites/recycling.html?qt-qt_recyclage_en=4#qt-qt_recyclage_en abgerufen.

Lenzing (2018) TENCEL™ Lyocell fibers produced with REFIBRA™ technology – development of circular flow mode. Lenzing Sustainability Report 2017. Lenzing, AT: Lenzing AG.

Palme, A., Peterson, A., de la Motte, H., Theliander, H., Brelid, H. (2017) Dev. of an efficient route for comb. recycling of PET and cotton from mixed fabrics. Text. Cloth. Sust., 3(1).

Quartinello, F., Vecchiato, S., Weinberger, S., Kremser, K., Skopek, L., Pellis, A., Gübitz, G. M. (2018) Highly Selective Enzymatic Recovery of Building Blocks from Wool-Cotton-Polyester Textile Waste Blends. Polymers, 10(10), S. 1107.

Reinthaller, C., Bartl, A., Marini, I., Haner, A. S. (2011) EU Patentnr. EP2325148.

Terra (2020) Summary study on textile material sorting. Von https://refashion.fr/pro/sites/default/files/fichiers/Terra_summary_study_on_textile_material_sorting_VUK_300320.pdf abgerufen.

Valmet (2022) Valmet's technology to first of its kind textile recycling plant. Von https://www.valmet.com/media/articles/pulping-and-fiber/chemical-pulping/renewcell-textile-recycling-plant/ abgerufen.

Vecchiato, S., Skopek, L., Jankova, S., Pellis, A., Ipsmiller, W., Aldrian, A., Müller, B., Herrero, A., Enrique G., Georg M., Gübitz, G. M. (2018) Enzymatic Recycling of High-Value Phosphor Flame-Retardant Pigment and Glucose from Rayon Fibers. ACS Sustain. Chem. Eng., 6(2), S. 2386-2394.

Wu, W.-J., Sun, X.-L., Qinghua, C., Qingrong, Q. (2022) Recycled Poly(Ethylene Terephthalate) from Waste Textiles with Improved Thermal and Rheological Properties by Chain Extension. Polymers, 14(3), S. 510.

Yousef, S., Tatariants, M., Tichonovas, M., Kliucininkas, L., Lukosiute, S.-I., Yan, L. (2020) Sustainable green technology for recovery of cotton fibers and polyester from textile waste. J. Clean. Prod., 254.

Passt das Geschäftsmodel der "Fast Fashion" in die Kreislaufwirtschaft?

A. Bartl[1] & W. Ipsmiller[1]
[1)] TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Geschäftsmodell der „Fast Fashion“ kann die Bevölkerung mit erschwinglicher Mode versorgen und sichert zahlreiche Arbeitsplätze. Gleichzeitig können, in Übereinstimmung mit der Kreislaufwirtschaft, Textilien einem Recycling zugeführt werden. Dadurch werden nicht nur native Ressourcen geschont, sondern auch Arbeitsplätze geschaffen. Allerdings befeuert „Fast Fashion“ den Bedarf an Ressourcen, der selbst bei einer massiven Steigerung der Recyclingraten im Textilbereich nicht durch Sekundärrohstoffe gedeckt werden kann. Um die negativen Umweltauswirkungen der Textilbranche zu reduzieren, ist es daher unbedingt notwendig neben Recycling auch Maßnahmen zur Verringerung des Verbrauchs umzusetzen. Langlebigere Textilien oder die Reparatur von Bekleidung müssen deutlich an Bedeutung gewinnen. Diese Schritte sind jedoch nicht im Einklang mit dem Geschäftsmodell der „Fast Fashion“. So gesehen muss der Slogan „fast fashion is out of fashion“ lauten.

1 EINLEITUNG

Bekleidung stellt eines der Grundbedürfnisse des Menschen dar, aber die heutigen Geschäftsmodelle machen viele Kleidungsstücke zu Wegwerfprodukten. Dies führt dazu, dass jedes Jahr Millionen Tonnen Textilabfälle produziert werden, die entweder deponiert, verbrannt oder exportiert werden, wobei nur geringe Mengen recycelt werden. Bislang waren Textilien aus der Europäischen Abfallwirtschaft mehr oder weniger ausgeklammert. Erst mit der Änderung der Abfallrahmenrichtlinie (EC 2008) im Jahr 2018 (EC 2018) sind Textilien in den Fokus gerückt. Ein vielversprechender Ansatz für eine Kreislaufwirtschaft im Bekleidungssektor ist das Faser-zu-Faser-Recycling, bei dem ausrangierte Kleidung als Ausgangsmaterial für die Produktion neuer Fasern und schließlich neuer Kleidung dient.

2 TEXTILIEN

2.1 Die textile Verarbeitungskette

Die Herstellung von Bekleidung oder anderen Textilien erfordert einen mehrstufigen Prozess, der weltweit dislozíert ist. Im Gegensatz zu Verpackungen ist die textile Verarbeitungskette wesentlich länger und dadurch ist zum einen der Verbrauch an Ressourcen und Energie sehr hoch. Wie in Tab. 1 gezeigt, summiert sich der Energieverbrauch über die gesamte textile Kette auf rund 100 bis 400 GJ/t (Roithner et al. 2021). Die große Bandbreite ergibt sich aufgrund der Tatsache, dass, insbesondere die Schritte (sekundäres) Spinnen und Weben, stark von der Art des Garns (vor allem Garntiter) bzw. des Gewebes (vor allem Grammatur) anhängt. Zum anderen ergeben sich durch die Länge der textilen Verarbeitungskette zahlreiche Möglichkeiten Kreisläufe zu schließen (Ipsmiller & Bartl 2022, Roithner et al. 2021). Neben einer Wiederverwendung (d.h. Second-hand-Bekleidung) kann ein Recycling auf der Ebene des Gewebes, der Faser, des Polymers oder des Monomers erfolgen. Naturgemäß ist das Einsparpotential umso größer, je weniger weit in der textilen Kette zurück gegangen werden muss. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass es bestimmte Einschränkungen gibt, die kurze Kreisläufe verhindern, wie etwa Mischungen verschiedener Polymere oder das Vorhandensein von Störstoffen. Somit es ist erforderlich gegebenenfalls für ein Recycling bis auf die Ebene der Monomere zurückzugehen.

Tab. 1: Energiebedarf für die wesentlichen Prozessstufen innerhalb der textilen Verarbeitungskette am Beispiel PET (Roithner et al. 2021)

Prozess	Energie (GJ/t)	Produkt	Energie, kumuliert (GJ/t)
		Monomere	~ 53
Polymerisation	17 - 27	Polymer	70 - 80
Schmelzspinnen (Primärspinnen)	19 – 30	Faser	89 - 110
Verspinnen (Sekundärspinnen)	6 - 80	Garn	95 - 190
Weben	6 - 119	Gewebe	101 - 309
Färben / Ausrüsten	3 - 89	Gewebe, gefärbt	104 - 398
Zuschnitt, Nähen, thermisch Fixieren	0,5 - 20	Fertiges Textil	
			105 - 418

2.2 Das Geschäftsmodel „Fast Fashion“

In der Modebranche hat der Begriff „Fast Fashion“ in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen. „Fast Fashion“ bezeichnet ein Geschäftsmodel, bei dem Textilien in kurzen Zyklen auf den Markt gebracht werden, die billig angeboten werden und meist weniger lange haltbar sind. Kleidungsstücke werden, um dem neuesten Modestil zu entsprechen, so schnell wie möglich designt, produziert und in die Geschäfte gebracht. Das wesentliche Merkmal ist die Verkürzung des Zeitraumes bis zur Markteinführung. Dies führt zu einem schnellen Wechsel der Kollektionen und schlussendlich zu einem nicht nachhaltigen und erhöhten Verbrauch an Ressourcen. Gleichzeitig werden die Umsätze angekurbelt.
Im Jahr 2021 lag der Umsatz der neun größten Konzerne aus dem Fast-Fashion-Bereich bei über $86 \cdot 10^9$ €, wobei alleine Inditex 32% (d.s. $28 \cdot 10^9$ €) Marktanteil hält (Statista 2022). Auch wenn die Umsätze und Erlöse pandemiebedingt 2021 und insbesondere 2020 geringer waren, so hat sich, wie in Abb. 1 dargestellt, der Umsatz von 2007 bis 2019 verdreifacht (von 9,4 auf $29{,}3 \cdot 10^9$ €). Parallel dazu ist auch der Gewinn von 1,25 auf $3{,}64 \cdot 10^9$ € gewachsen, der im Schnitt (2007 bis 2019) bei 13,5% des Umsatzes lag. Gleichzeitig ist der Fast-Fashion-Bereich ein wichtiger Arbeitgeber, allein Inditex beschäftigte im Jahr 2017 171.839 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter (Inditex 2018).

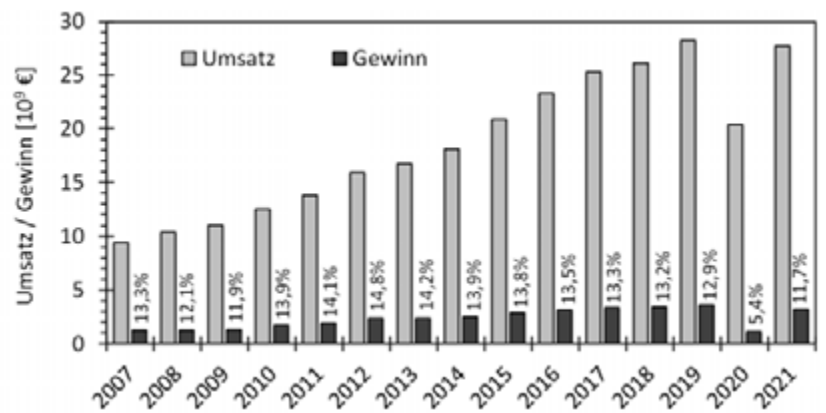


Abb. 1: Umsatz und Gewinn von Inditex weltweit (Inditex 2022a, Inditex 2022b)

2.3 Die Strategie der EU

Die Europäische Union hat sich in den letzten Jahren zum Ziel gesetzt, unser derzeitiges, lineares Wirtschaftsmodell in eine Kreislaufwirtschaft umzugestalten. Unter Kreislaufwirtschaft wird ein regeneratives System verstanden, bei dem der Ressourcenverbrauch und die Abfallproduktion durch die Schließung von Energie- und Materialkreisläufen minimiert werden. Typischererweise sind nachhaltiges Design, Instandhaltung, Reparatur, Wiederverwendung, Re-Manufacturing, Refurbishing und Recycling probate Mittel, um dieses Ziel zu erreichen. Durch die Änderung der

Abfallrahmenrichtline (EC 2008, EC 2018) sind auch Textilien in das Konzept der Kreislaufwirtschaft miteinbezogen.
Die EU-Kommission erwartet sich durch den Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft nicht nur eine Verringerung der Umweltauswirkungen (z. B.: $450 \cdot 10^6$ t weniger CO_2 Emissionen bis 2030), sondern auch eine Verbesserung der Versorgungssicherheit bei Rohstoffen sowie eine positive Auswirkung auf die Beschäftigung (580.000 neue Jobs) (EC 2020).

2.4 Der Ressourcenverbrauch

Das Geschäftsmodel der Fast Fashion beschert, wie in Kapitel 2.1 beschrieben, den Bekleidungsfirmen hohe Umsätze und Gewinne. Auch wenn auf Basis der neuen gesetzlichen Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 2.3) Recycling im Textilbereich an Bedeutung gewinnen wird, so muss auch das massive Wachstum, das durch das Geschäftsmodel der Fast Fashion angetrieben wird, berücksichtigt werden. Wie in Abb. 2 gezeigt, ist das Produktionsvolumen synthetischer Polymerfasern von 1970 ($4{,}8 \cdot 10^6$ t) bis 2020 ($69{,}3 \cdot 10^6$ t) im Schnitt um jährlich 5,62% gewachsen. Dies entspricht einer Verdoppelungszeit von 12,7 Jahren. Sollte dieses Wachstum auch in den nächsten Jahren anhalten, so erreicht man bereits 2032 ein Produktionsvolumen von $140 \cdot 10^6$ t, rund eine Verdoppelung zu 2020. Im Jahre 2038 würde die Produktionsmenge synthetischer Polymerfasern die Grenze von $200 \cdot 10^6$ t erreichen, das ist in etwas das Doppelte des Gesamtfasermarktes des Jahres 2020.
Derzeit ist das Faser-zu-Faser Recycling quasi nicht existent. Selbst wenn als optimistische Annahme für das Jahr 2032 angenommen wird, dass 50% der synthetischen Polymerfasern mit Rohstoffen aus dem Textilrecycling produziert werden, so wäre der Bedarf an nativem Polymer genauso hoch wie heute. Recycling stellt zwar eine notwendige Maßnahme im Textilbereich dar, ist jedoch nicht ausreichend.

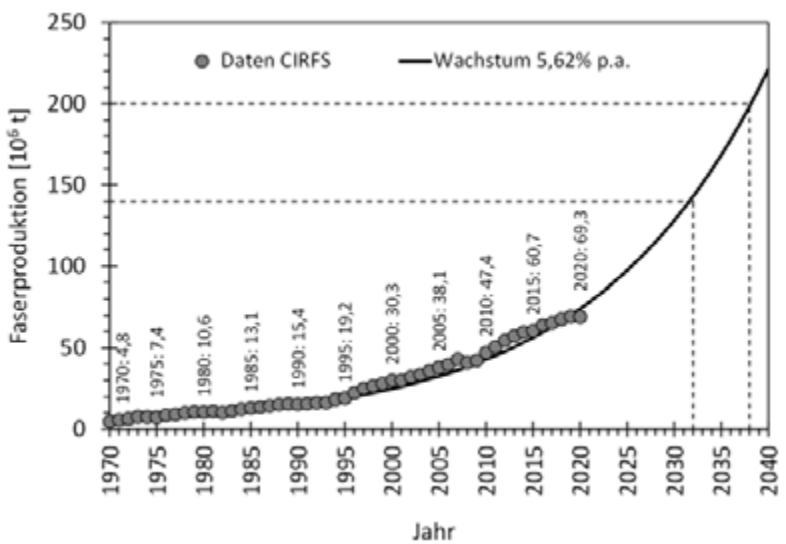


Abb. 2: Weltweite Produktion von Fasern aus synthetischen Polymeren (CIRFS 2021). Die durchgezogene Linie errechnet sich aus dem durchschnittlichen jährlichen Wachstum von 1970 bis 2020 (d.s. 5,62%)

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In einer oberflächlichen Betrachtung könnte der Schluss gezogen werden, dass Fast-Fashion in Kombination mit Kreislaufwirtschaft eine ausgezeichnete Symbiose bilden können. Durch das Geschäftsmodel der Fast-Fashion kann die Bevölkerung mit leistbarer Mode versorgt werden. Schon derzeit unternimmt etwa Inditex Anstrengungen, um den Energieverbrauch aus erneuerbaren Quellen zu decken, nachhaltig produzierte Baumwolle zu verwenden und Polyester aus Recyclingmaterial einzusetzen (Inditex 2018). Die Förderung des Recyclings (von Textilien) ist

im EU-Kreislaufwirtschaftspaket verankert und könnte helfen den Bedarf der Textilindustrie an Primärrohstoffen (Polymeren) zu verringern. Zusätzlich könnten durch Textilrecycling neue „green Jobs“ geschaffen werden.

Auch wenn Textil-Recycling eine geeignete Maßnahme darstellt, um den Verbrauch an primären Ressourcen zu reduzieren, so wird das Wachstum alle Fortschritte kompensieren. Es ist daher unumgänglich, neben dem Recycling, auch Strategien umzusetzen, die auf eine Verringerung der in Verkehr gebrachten Textilien abzielen.

Selbst wenn aufgrund des EU-Kreislaufwirtschaftspakets Alttextilien zu einem hohen Prozentsatz einem Recycling zugeführt werden sollten, so führt das Geschäftsmodel der Fast-Fashion immer zu einem hohen Verbrauch an Ressourcen, wobei die Einzelverbräuche verteilt entlang der textilen Verarbeitungskette entstehen. Je nach Zustand der Alttextilien können diese an unterschiedlichen Stellen (d. h. als Faser, als Polymer oder als Monomer) in die Prozesskette wieder rückgeführt werden, wodurch diese, zumindest teilweise, erneut durchlaufen werden muss. Schlussendlich kann Recycling nur die Symptome und nicht, wie es sinnvoll wäre, die Ursachen bekämpfen. Für eine massive Reduktion des Ressourcenverbrauchs ist es unumgänglich, die Menge an verkauften Textilien zu reduzieren. Probate Mittel dafür sind etwa eine Verlängerung der Nutzungsdauer („Design for durability“), eine Wiederverwendung oder alternative Geschäftsmodelle (z. B.: Leasing). Das Volumen an Second-hand-Bekleidungen, die innerhalb der EU verkauft werden, muss durch begleitende Maßnahmen wie Reparieren, Re-Manufacturing, Re-Purpose sowie auch Bewusstseinsbildung der KonsumentInnen massiv gesteigert werden. Es ist somit klar, dass das Geschäftsmodel der Fast-Fashion nicht mit einer Kreislaufwirtschaft kompatibel ist.

LITERATUR

CIRFS (2021) Statistical Yearbook 2021; 56th Edition. CIRFS.

EC (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Union.

EC (2018) Directive 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC. Official Journal of the European Union.

EC (2020). Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft Für ein saubereres und wettbe-werbsfähigeres Europa, Brüssel, 11.3.2020, COM(2020) 98 final.

Inditex (15. Juni, 2022a). Umsatz von Inditex weltweit in den Jahren 2004 bis 2021 (in Millio-nen Euro) [Graph]. In Statista. Zugriff am 30. Juni 2022, von https://de.statista.com/statistik/daten/studie/160091/umfrage/inditex-umsatz-der-gruppe-weltweit/.

Inditex (15. Juni, 2022b). Umsatz von Inditex weltweit in den Jahren 2004 bis 2021 (in Millio-nen Euro) [Graph]. In Statista. Zugriff am 30. Juni 2022, von https://de.statista.com/statistik/daten/studie/160091/umfrage/inditex-umsatz-der-gruppe-weltweit/.

Inditex (2018) Our Priorities – Our people. Zugriff am 30. Juni 2022, von https://static.inditex.com/annual_report_2017/assets/pdf/c2_en.pdf.

Ipsmiller, W., Bartl, A. (2022) Sourcing and Re-Sourcing End-of-Use Textiles. In J. S. Weis, F. De Falco, & M. Cocca, Polluting Textiles (1st ed., pp. 214–244). Routledge. https://doi.org/10.4324/9781003165385-11.

Roithner, C., Weber, A. S., Rechberger, H., Bartl, A., & Ipsmiller, W. (2021) Beschreibung des Stands des Wissens zu Textilrecyclingtechnologien (SWiTex) (p. 120). TU Wien.

Statista (28. Juni, 2022) Umsatz führender Fast Fashion-Konzerne weltweit in den Jahren 2020 und 2021 (in Milliarden Euro) [Graph]. In Statista. Zugriff am 30. Juni 2022, von https://de.statista.com/statistik/daten/studie/814197/umfrage/umsatz-fuehrender-fast-fashion-konzerne-weltweit/.

Sectoral differences in the circular economy implementation of Austrian manufacturing firms

J.-P. Schöggl[1], M. Rusch[1], L. Stumpf[1] & R.J. Baumgartner[1]
[1)] Christian Doppler Laboratory for sustainable product management enabling a circular economy, Institute of Systems Sciences, Innovations- and Sustainability Research, University of Graz, Graz, Austria

ABSTRACT: This study investigated sectoral differences in the implementation of sustainable and circular product management practices via an empirical survey among 132 Austrian manufacturing companies. The study finds that companies most frequently focus on avoiding toxic substances across industries, followed by increased material/energy efficiency, using renewable resources, and closing company-internal material loops when implementing circular economy (CE) practices. The degree of implementation of these practices is, with a few exceptions, also relatively equally distributed throughout the different sectors, and no statistically significant relationships could be observed between CE practices and industries. Out of the 16 CE practices assessed, a majority of industries engage with each of them, at least to a limited extent. Most often, CE practices are implemented in the construction, electronics, and wood industries and least often in food and textiles. Large companies exhibit the highest degree of CE implementation, followed by medium and small companies. The difference between small and large companies is statistically significant. Further research and practice may be dedicated to assessing the effectiveness of specific CE practices in different industries in detail and supporting small-sized companies in overcoming their size-dependent challenges.

1 INTRODUCTION

In line with the rapid popularisation of the concept of a circular economy (CE), research on the role of companies in the CE transition has gained traction (Schöggl et al. 2020). While, to date, a considerable number of conceptual works propose frameworks for corporate engagement with the CE (e.g., regarding circular product design, circular business models (Bocken et al. 2016), or circularity assessment), empirical research is rarer (Govindan & Hasanagic 2018), (Stumpf et al. 2021). It consists mainly of single (Akemu et al. 2016) or multiple case studies (Bressanelli et al. 2019), (Santa-Maria et al. 2021). Among these empirical studies, a previous paper by the authors of the study at hand (Schöggl et al. 2021), analysed the status of the CE implementation in Austrian manufacturing companies without focusing on potential differences between industries and company sizes. The latter is addressed in this study through the following research question: RQ: Do CE practices significantly differ between industries and company sizes? This research question was answered via a set of structured telephone interviews with 132 sustainability executives of Austrian manufacturing companies.

2 METHODS

The data for this study was collected via telephone between February and December 2021. Using a random sampling approach, 1549 Austrian manufacturing companies were contacted in total. Structured interviews were conducted with 132 sustainability executives, representing a response rate of almost 9%. For the study at hand, executives' responses to 16 Likert-type questions about CE implementation, as well as questions about industry affiliation and company size, were used. The five-point Likert scale on CE practices included the following response options.: not considered, considering it, implementation in a pilot project, company-wide implementation ongoing, company-wide implementation finished. The 16 CE practices studied derive from established concepts such as the 10-R strategies (Reike et al. 2018) or the ReSOLVE framework (Ellen MacArthur Foundation 2015). Kruskal Wallis tests and hierarchical clustering are utilised, to test for and illustrate differences in CE practices across industries and company sizes.

3 RESULTS

The study finds that across all eight sectors, companies most frequently focus on the avoidance of toxic substances (i.e., 72-94% of the surveyed companies report an ongoing or finished company-wide implementation), followed by an increased material/energy efficiency (65-87%) and the use of renewable resources (33-66%) when implementing CE practices. As can be seen in Figure 1, the two most common CE practices also form their cluster, indicating similar implementation patterns across the eight industries. The use of renewable raw materials is part of the second most common cluster, which also includes CE practices related to closing company-internal material loops, as well as environmental and social supply chain management and design practices. Company-wide implementation of the six CE practices in this cluster is at least ongoing in 17-67% of the surveyed companies. The last cluster comprises the remaining eight CE practices, which, overall, exhibit the lowest degree of implementation across industries. An exception is design for reuse in the construction industry, where 80% of the surveyed companies stated that the implementation is ongoing or finished. Most of the CE practices in this cluster (on the right-hand side of Figure 1) entail more radical changes to a company's processes and business model, such as the sale of by-products, the reuse of post-consumer parts, the use of recycled materials, the use of 3D printing or dematerialisation of the business model.

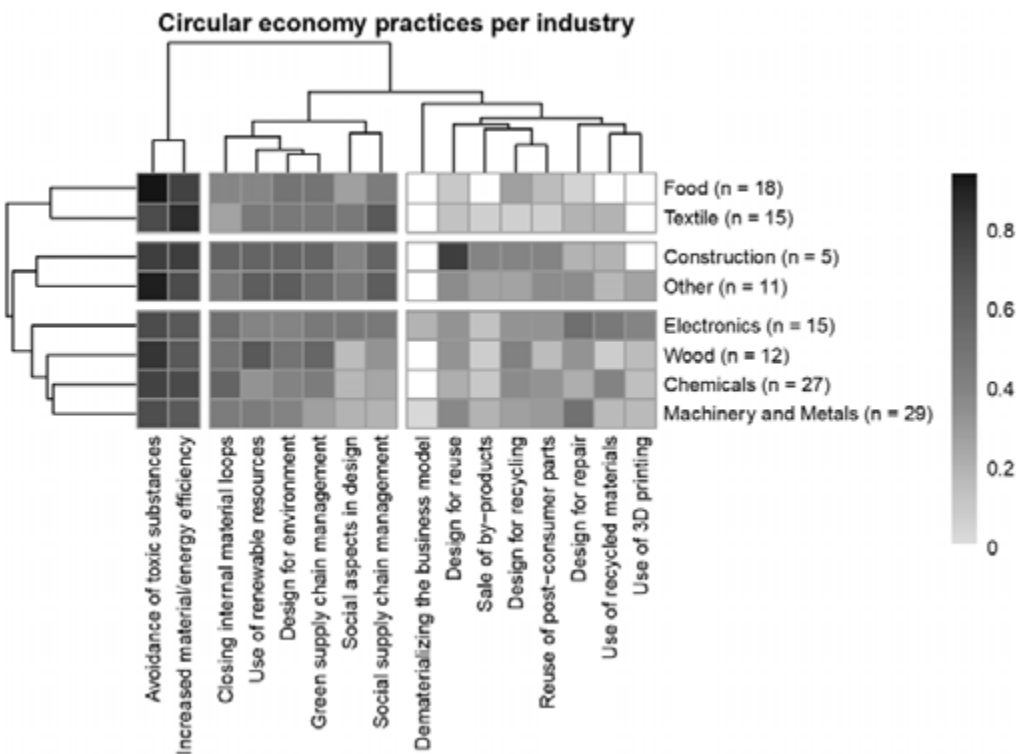


Fig. 1: Circular economy practices per industry. The colour shading of the fields in the matrix illustrates the degree of implementation of the different CE practices per industry. The percentages are calculated based on how often companies from the industry responded with the highest two response options from the above described five-point Likert scale, i.e., company-wide implementation ongoing and company-wide implementation finished. The distribution is normalised to 1 by industry (i.e., by row) (N = 132)

The differences between industries are also reflected in the hierarchical clustering, which shows that the two industries with the lowest aggregated degree of CE implementation, food, and textiles, and the two with the highest degree of implementation overall, construction and 'other' industries, each form their clusters. These two clusters are set apart from the third cluster, which

pools the remaining four industries. They lie in between the two top and two bottom industries in terms of overall CE implementation.

Furthermore, the company size was also used to further assess the degree of CE implementation in Austrian manufacturing companies. The sample of this study consists of small companies below 50 employees (46%), medium-sized companies between 50 and 250 employees (32%), and large companies above 250 employees (22%). Like the results described above, companies of all sizes are most engaged with the avoidance of toxic substances and increased material and energy efficiency (see Figure 2). The least frequently implemented CE practice among all companies was the dematerialization of the business model, and none of the medium-sized companies confirmed to implementation of it. Larger companies more often strive to close internal material loops, apply design for the environment, or green supply chain management. Large and medium-sized companies are generally more similar to each other in the CE implementation than small companies. This is also illustrated by the hierarchical clustering in Figure 2. A Kruskal-Wallis test furthermore showed that the differences between company sizes regarding the degree of CE implementation are statistically significant ($\chi2(2) = 8.794$, $p = 0.012$). The degree of CE implementation was estimated by computing a mean construct (Cronbach's alpha = 0.789) using the 16 CE practices illustrated in Figures 1 and 2. The effect size was determined to be small (epsilon2 = 0.067), and post-hoc tests (Dunn-Bonferroni) showed that only small companies (<50 employees) and large companies (250-10.000 employees) differ significantly from each other (adjusted $p = 0.009$). In contrast, no significant difference was found between industries using the same CE implementation construct ($\chi2(7) = 7.032$, $p = 0.426$).

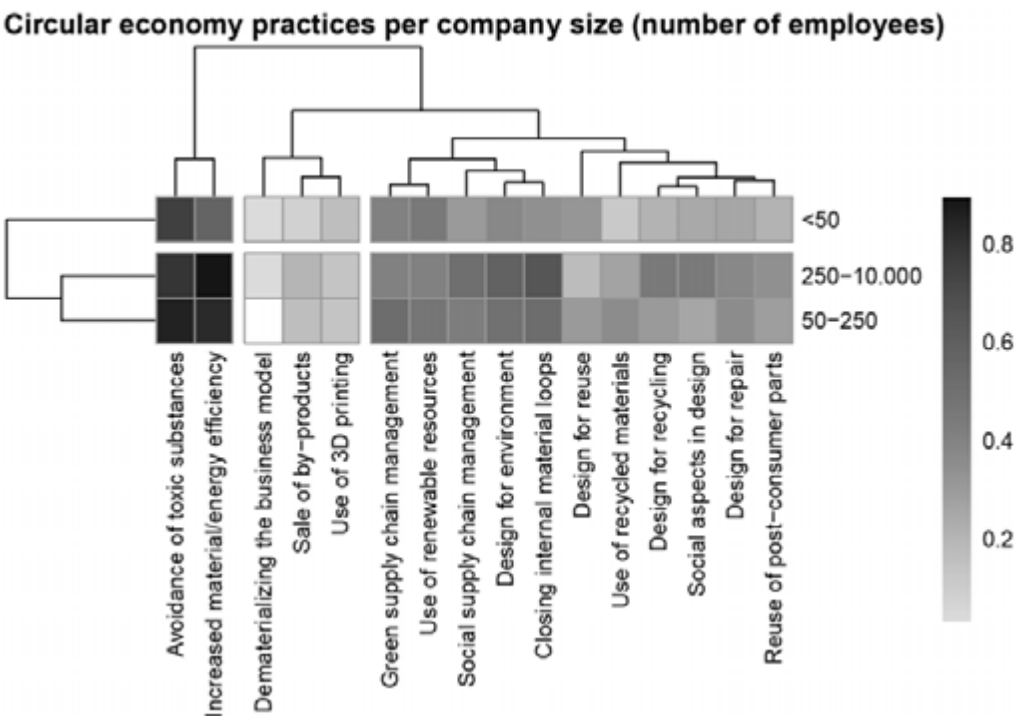


Fig. 2: Circular economy practices per company size measured by the number of employees. The colour shading illustrates the degree of implementation of the different CE practices per company size, following the same calculation rationale as in Figure 1 (N = 132)

4 CONCLUSION

In summary, the study revealed that the CE engagement in Austrian manufacturing firms is compliant and efficiency-driven with no significant differences between the specific industries. Environmental and social product design and supply chain management practices exhibit a medium degree of implementation across industries. More far-reaching CE practices such as design for recycling or reuse, the reuse of materials/products, the use of secondary raw materials, or the dematerialisation of the business model is only seldomly implemented across industries and most rarely in the food and textile industries. The latter finding also reflects that several CE practices can hardly or not be implemented in certain industries, such as those focused on closing and slowing technical product and material cycles. Furthermore, a statistically significant difference in the degree of implementation between small (<50 employees) and large companies (>250 employees) was found. Small companies exhibit the lowest and large companies the highest degree of CE implementation. Further research and practice may be dedicated to assessing and comparing the effectiveness of specific CE practices in different industries in detail and supporting small-sized companies in overcoming their size-dependent challenges. Both activities have the potential to foster more strategic and effective CE engagement by companies that can accelerate their adoption of more sustainable and circular business practices.

REFERENCES

Akemu, O., Whiteman, G., & Kennedy, S. (2016). Social Enterprise Emergence from Social Movement Activism: The Fairphone Case. Journal of Management Studies, 53(5), 846–877. https://doi.org/10.1111/joms.12208

Bocken, N. M. P., Bakker, C., & Pauw, I. D. (2016). Product design and business model strategies for a circular economy. Journal of Industrial and Production Engineering, 33(5), 308–320. https://doi.org/10.1080/21681015.2016.1172124

Bressanelli, G., Perona, M., & Saccani, N. (2019). Challenges in supply chain redesign for the Cir-cular Economy: A literature review and a multiple case study. International Journal of Production Research, 57(23), 7395–7422. https://doi.org/10.1080/00207543.2018.1542176

Ellen MacArthur Foundation. (2015). Growth within: A circular economy vision for a competitive europe. In Ellen MacArthur Foundation, SUN, McKinsey Center for Business and Environment (p. 100).

Govindan, K., & Hasanagic, M. (2018). A systematic review on drivers, barriers, and practices to-wards circular economy: A supply chain perspective. International Journal of Production Re-search, 56(1–2), 278–311. https://doi.org/10.1080/00207543.2017.1402141

Reike, D., Vermeulen, W. J. V., & Witjes, S. (2018). The circular economy: New or Refurbished as CE 3.0? —Exploring Controversies in the Conceptualization of the Circular Economy through a Focus on History and Resource Value Retention Options. Resources, Conservation and Recy-cling, 135(5), 246–264. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.027

Santa-Maria, T., Vermeulen, W. J. V., & Baumgartner, R. J. (2021). Framing and assessing the emergent field of business model innovation for the circular economy: A combined literature re-view and multiple case study approach. Sustainable Production and Consumption, 26, 872–891. https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.12.037

Schöggl, J.-P., Stumpf, L., & Baumgartner, R. J. (2020). The narrative of sustainability and circular economy—A longitudinal review of two decades of research. Resources, Conservation and Re-cycling, 163, 105073. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105073

Schöggl, J.-P., Stumpf, L., Rusch, M., & Baumgartner, R. J. (2021). Die Umsetzung der Kreis-laufwirtschaft in österreichischen Unternehmen – Praktiken, Strategien und Auswirkungen auf den Unternehmenserfolg. Österreichische Wasser- Und Abfallwirtschaft. https://doi.org/10.1007/s00506-021-00828-3

Stumpf, L., Schöggl, J.-P., & Baumgartner, R. J. (2021). Climbing up the circularity ladder? – A mixed-methods analysis of circular economy in business practice. Journal of Cleaner Production, 316, 128158. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128158

Abfallende: Ein wesentlicher Beitrag zum Gelingen einer Kreislaufwirtschaft

T. Kasper[1]
[1)] PORR Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Dezember 2019 hat die europäische Kommission den neuen green deal der europäischen Union vorgestellt. Zentrales Ziel darin ist das Erreichen der Klimaneutralität der EU Mitgliedstaaten bis 2050 und als Zwischenziel die Reduktion von Treibhausgasen um 55% bis 2030.
Als Teil der Strategie zur Erreichung dieser Ziele hat die Kommission im März 2020 im Rahmen der EU-Industriestrategie den neuen Aktionsplan der Kreislaufwirtschaft auf den Weg gebracht. Die Umstellung unserer Wirtschaft und unseres Handelns insgesamt auf ein kreislaufwirtschaftliches System wird als ganz essentieller und zentraler Baustein für das erfolgreiche Erreichen der ambitionierten Klimaschutzziele bis 2030 und 2050 gesehen.
Im Rahmen des Kreislaufwirtschaftsaktionsplan wurden 7 zentrale Produktionswertschöpfungsketten mit besonderer Bedeutung für die Kreislaufwirtschaft identifiziert. Das sind die Bereiche Elektronik, Batterien und Fahrzeuge, Verpackungen, Kunststoffe, Textilien, Bauwirtschaft und Gebäude sowie Lebensmittel, Wasser und Nährstoffe.
Ziel in allen Bereichen ist die Reduktion von Abfall durch Abfallvermeidung und die Integration des Kreislaufprinzips beginnend bei der Planung (design for recycling) bis zur Aufbereitung und Verwendung von Sekundärrohstoffen.
Es soll ein reibungsloser Sekundärrohstoffmarkt in der EU gewährleistet werden. Dazu sollen die Mitgliedstaaten ihre Vorschriften für das Ende der Abfalleigenschaften und für Nebenprodukte prüfen, inwieweit EU-weite Kriterien für das Abfallende für bestimmte Abfallströme entwickelt werden müssen. Die Rolle der Produktnormung soll zur Definition einheitlicher Produkteigenschaften gestärkt werden.
Am Ende eines Lebenszyklus eines Produkts oder eines Gebäudes wird das eingesetzte Material so es nicht wieder- oder weiterverwendet werden kann (reuse) zum Abfall iSd europäischen Rechtsordnung. Das Stigma des „Abfalls“ stellt aber eine Reihe von Hürden für den neuerlichen Einsatz als Produkt dar. Dies aus Gründen des Vorsorgeprinzips, dass es zu keinen Schadstoffverfrachtungen in die Umwelt kommt. Um Stoffkreisläufe zu schließen und Rohstoffe als Sekundärrohstoffe einem weiteren Lebenszyklus zuführen zu können, gilt es den Abfallbegriff ablegen zu können, um wieder frei gehandelt werden zu können. Dazu gilt es die Begriffe der Abfallentstehung, des Nebenproduktstatus sowie des Abfallendes näher zu betrachten und technische und rechtliche Rahmenbedingungen zu definieren, um die Grundlagen für den Übergang zu einem nachhaltigen Wirtschaftssystem in Form einer Kreislaufwirtschaft zu schaffen.

1 ABFALLENTSTEHUNG

Der **Abfallbegriff und somit die Abfallentstehung** ist im AWG legal definiert und lautet:

§ 2. (1) Abfälle im Sinne dieses Bundesgesetzes sind bewegliche Sachen,
1. deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat oder
2. deren Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall erforderlich ist, um die öffentlichen Interessen (§ 1 Abs. 3) nicht zu beeinträchtigen.

Der Abfallbegriff des AWG 2002 knüpft also an zwei Kriterien an. Die Sache muss einerseits eine **bewegliche Sache** sein, andererseits muss alternativ eine der beiden Kriterien der **Entledigungsabsicht** (subjektiver Abfallbegriff) (Z1) **oder** der **Entledigungspflicht** (objektiver Abfallbegriff) (Z2) zum Schutze öffentlicher Interessen erfüllt sein.

Eine nicht bewegliche Sache zB ein zum Abbruch vorgesehenes Haus oder Boden vor dem Aushub, kann somit, mangels Beweglichkeit, kein Abfall sein, selbst wenn die Entledigungsabsicht des Gebäudebesitzers, der den Abbruch beauftragt oder des Bauherrn, der einen Aushub durchführen lässt, gegeben ist. Hier gibt es jedoch eine Ausnahme. Hat ein Boden bzw ein Abfall, der mit dem Boden eine untrennbare Verbindung eingegangen ist, die Eignung die öffentlichen Interessen zu beeinträchtigen, also erfüllt er das objektive Abfallkriterium, dann gilt der Boden bereits vor Aushub, obwohl er (noch) nicht beweglich ist, als Abfall[1].

Hat sich der Abfallbesitzer einer beweglichen Sache entledigt oder will er sich dieser entledigen, ist der Tatbestand der **Entledigungsabsicht** gem Z 1 des §2 Abs 1 AWG 2002 gegeben, der **subjektive Abfallbegriff** ist erfüllt. Keine Entledigungsabsicht besteht allerdings dann, wenn anfallende Materialien, die Produktqualität aufweisen und für die ein Markt existiert, in einem geschlossenen Prozess am Standort des Abfalls zur Herstellung eines Produktes eingesetzt werden. Werden in Anlagen Materialien, die im obigen Sinne keine Abfälle darstellen, eingesetzt, so liegt keine Behandlungsanlage iSd § 2 Abs 7 Z 1 vor.[2]
Nach ständiger hg Rsp kommt es bei der Beurteilung der subjektiven Abfalleigenschaft iSd § 2 Abs 1 Z 1 leg cit weder auf die eigene Entledigungsabsicht noch auf die Absicht in Bezug auf eine in Aussicht genommene Verwendung der Materialien an. ***Eine Sache ist nämlich schon dann als Abfall zu qualifizieren, wenn bei irgendeinem Vorbesitzer die Entledigungsabsicht bestanden hat[3].***
In diesem Erkenntnis stellt der VwGH fest, dass im Regelfall bei Bodenaushubmaterialien und Abbruchmaterialien qua Entledigungsabsicht des Bauherrn Abfalleigenschaft vorliegt.
Wie in der hg Rsp bereits wiederholt dargelegt wurde, geht es nach der Lebenserfahrung Bauherren, wenn bei der Realisierung von Bauvorhaben das angefallene Bodenaushubmaterial (oder Abbruchmaterial) von der Baustelle weggeführt wird, im Regelfall hauptsächlich darum, das Bauvorhaben, ohne durch diese Materialien behindert zu werden, zu vollenden, sodass insoweit eine Entledigungsabsicht gegeben ist[4].

Der objektive Abfallbegriff besagt, dass ein Stoff, dann als Abfall zu betrachten ist, wenn aufgrund seiner stofflichen Zusammensetzung Gefahr für eines der Schutzgüter des AWG ausgehen kann *(arg. … erforderlich ist, um die öffentlichen Interessen (§ 1 Abs. 3) nicht zu beeinträchtigen).* Diese sind zB die Gesundheit der Menschen, Wasser, Luft, Boden, Tiere oder Pflanzen, nachhaltige Nutzung von Wasser oder Boden, das örtliche Landschaftsbild. Weiters soll das Auftreten oder die Vermehrung von Krankheitserregern oder die Verunreinigung der Umwelt hintangehalten werden. Die hg Judikatur hat wiederholt Baurestmassendeponiequalität als Grenze für den objektiven Abfallbegriff erkannt.

Zusammenfassend kann man festhalten, dass der Abfallbegriff relativ leicht erfüllt ist, das Abfallende – wie wir sehen werden – hingegen (noch) nicht.

[1] Vgl RV 1005 dB XXIV. GP zu Abfall S. 11
[2] Vgl AB 1008 dB XXI. GP
[3] VwGH 24.4.2018, Ra 2018/05/0034
[4] VwGH 24.4.2018, Ra 2018/05/0034

2 NEBENPRODUKT & ABFALLENDE

2.1 Unionsrechtlicher Hintergrund

Die Abfallrahmenrichtline[5] wurde mit der Richtlinie (EU) 2018/851[6] angepasst. Die ARRL wurde an die Grundsätze der Kreislaufwirtschaft angepasst, um die Europäische Union zu einer nachhaltigen Materialwirtschaft umzugestalten. Dadurch soll die Abhängigkeit der Union von Ressourceneinfuhren und somit die wirtschaftliche Abhängigkeit von Drittstaaten verringert werden. Um eine kreislauforientierte Wirtschaft entstehen zu lassen, muss der gesamte Lebenszyklus von Produkten betrachtet werden, um die Ressourcen durch Schließung des Kreislaufes zu erhalten.[7] Abfälle sollen als Ressourcen geschätzt werden, um einen Übergang zu einer nachhaltigeren Materialwirtschaft und zum Modell einer Kreislaufwirtschaft zu ermöglichen.[8]
Um eine nachhaltigere Nutzung von Ressourcen zu gewährleisten und um den Stoffkreislauf zu schließen sind die rechtlichen Rahmenbedingungen zu den Themenkreisen um die Nebenprodukteigenschaft einerseits und das Ende der Abfalleigenschaft andererseits von ganz zentraler Bedeutung. Hohe Hürden an dieser Stelle, erschweren die Rückführbarkeit von Materialströmen in die Nutzung. Hier spielt auch der Begriff der „stofflichen Verwertung“ und im Zusammenhang mit Bodenaushüben jener der „Verfüllung“ eine zentrale Bedeutung.
Zur Förderung einer nachhaltigen Ressourcennutzung sollen die Mitgliedstaaten Maßnahmen treffen, die die Einstufung als Nebenprodukt (und somit außerhalb des Abfallbegriffes) zu ermöglichen und auf Unionsebene harmonisieren, um die Anwendung des Nebenproduktstatus zu fördern.[9]
Um mehr Rechtssicherheit im Umgang mit Sekundärrohstoffen in Bezug auf den Abfall- bzw Nichtabfall-Status von Materialien zu bieten, sollen Stoffe, die ein Verwertungs- bzw Recyclingverfahren durchlaufen haben, nicht länger als Abfall angesehen werden.[10]
Dazu sollen die Mitgliedstaaten material- und anwendungsspezifische Kriterien einführen, die zur Erreichung des Endes der Abfalleigenschaft erforderlich sind. Das kann in Form von Leitliniendokumenten, Einzelfallentscheidungen oder anderen Verfahren zu Ad-hoc-Anwendung erfolgen. Die Materialien, die nicht mehr als Abfälle gesehen werden, müssen die Vorschriften für Abfälle, Chemikalien und Produkte einhalten.
Zur Festlegung konkreter Kriterien sind grundsätzlich die Mitgliedstaaten adressiert. Gem Pkt 18 der Erwägungsgründe der Richtlinie (EU) 2018/851 soll die Kommission beauftragt werden, detaillierte Abfallende-Kriterien mindestens für Granulat, Papier, Reifen und Textilien zu erstellen.
Vom Ende der Abfalleigenschaft kann erst ausgegangen werden, wenn sie die einschlägigen Vorschriften für Produkte einhalten. Bestimmungen für das Ende der Abfalleigenschaft können auch in produktspezifischen Rechtsvorschriften und Normen festgelegt werden.[11]
Um die Schließung der Stoffkreisläufe zu ermöglichen, sollen bereits bei der Planung und beim Design von Produkten auf deren Langlebigkeit, mehrfach Nutzbarkeit und deren Recyclierbarkeit am Ende des (ersten) Lebenszyklus geachtet werden.
Damit keine Ressourcen am Ende des Lebenszyklus als Abfall verloren gehen, soll ein hochwertiges Recycling ermöglicht werden und hochwertige Sekundärrohstoffe am Markt verstärkt verwendet werden.[12]
Vor diesem Hintergrund wurde die ARRL an die kreislaufwirtschaftlichen Grundsätze angepasst, darunter von zentraler Bedeutung der Artikel 5 „Nebenprodukte“ und er Artikel 6 „Ende der Abfalleigenschaft“.

[5] Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19.11.2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, ABl vom 22.11.2008, L 312/3
[6] Richtlinie (EU) 2018/851 des europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle
[7] so Erwägungsgrund (1) der Richtlinie (EU) 2018/851
[8] vgl Erwägungsgrund (2) der Richtlinie (EU) 2018/851
[9] vgl Erwägungsgrund (16) der Richtlinie (EU) 2018/851
[10] vgl Erwägungsgrund (17) der Richtlinie (EU) 2018/851
[11] so in Erwägungsgrund (19) der Richtlinie (EU) 2018/851
[12] vgl Erwägungsgrund (41) der Richtlinie (EU) 2018/851

2.2 Der Nebenproduktbegriff in der ARRL

Der Begriff des Nebenprodukts wurde aufbauend auf der Judikatur des EUGH[13] und der diesbezüglichen Schlussfolgerungen der Kommission entwickelt. Die Kommission hat so Bedingungen, unter denen Produktionsrückstände nicht als Abfall anzusehen sind, also Nebenproduktstatus haben, aufgestellt, die als Basis für die Bestimmungen in Art 5 ARRL dienten.
Nach Feststellung des Gerichtshofs handelt es sich bei einem Material selbst dann nicht unbedingt um Abfall, wenn er als Produktionsrückstand anzusehen ist. Weist ein Material Merkmale auf, aufgrund deren er sich für wirtschaftliche Wiederverwendung eignet, so deutet dies darauf hin, dass er nicht als Abfall angesehen werden sollte.
Der EuGH hat drei Kriterien aufgestellt, die ein Produktionsrückstand erfüllen muss, um als Nebenerzeugnis eingestuft zu werden:

- spätere Verwendung eines Materials mit Gewissheit erfolgt und nicht nur eine Möglichkeit ist,
- vor seiner Weiterverwendung keine weitere Bearbeitung erforderlich ist und
- er im Rahmen eines kontinuierlichen Produktionsprozesses entsteht,

so handelt es sich nach Auffassung des Gerichts bei diesem Material nicht um Abfall.
Alle drei Kriterien müssen kumulativ erfüllt sein.
Das europäische Parlament und der Rat haben dies in den Artikel 5 der ARRL14 gegossen, der mit der Richtlinie (EU) 2018/851 vom 30. Mai 2018 geändert wurde:

Nebenprodukte:

*1) Die **Mitgliedstaaten treffen geeignete Maßnahmen, um sicherzustellen**, dass ein Stoff oder Gegenstand, der das Ergebnis eines Herstellungsverfahrens ist, dessen Hauptziel nicht die Herstellung des betreffenden Stoffes oder Gegenstands ist, **nicht als Abfall**, sondern als Nebenprodukt betrachtet wird, wenn die folgenden Voraussetzungen erfüllt sind:*
   a) es ist sicher, dass der Stoff oder Gegenstand weiter verwendet wird,
   b) der Stoff oder Gegenstand kann direkt ohne weitere Verarbeitung, die über die normalen industriellen Verfahren hinausgeht, verwendet werden,
   c) der Stoff oder Gegenstand wird als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses erzeugt und
   d) die weitere Verwendung ist rechtmäßig, d. h. der Stoff oder Gegenstand erfüllt alle einschlägigen Produkt-, Umwelt- und Gesundheitsschutzanforderungen für die jeweilige Verwendung und führt ins gesamt nicht zu schädlichen Umwelt- oder Gesundheitsfolgen.

Mit Absatz 1 werden die Mitgliedstaaten in die Pflicht genommen, dass Materialien, die die Kriterien der lit a-d erfüllen, auch tatsächlich als Nebenprodukte außerhalb des Abfallregimes bleiben und so im Stoffkreislauf verbleiben.
Es muss ein Stoff also gesichert weiter verwendet werden, ohne dass aufwendige Aufbereitungsschritte erforderlich wären, der Stoff als integraler Bestandteil der Herstellung entstanden ist und der Stoff alle Anforderungen für Abfälle, Chemikalien und Produkte für die Verwendung erfüllt.

[13] Urteil des EuGH vom 18. 4. 2002, C-9/00, Palin Granit Oy; Urteil des EuGH vom 11. 9. 2003, C-114/01, Avesta Polarit Chrome
[14] Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19.11.2008 über Abfälle

2.3 Abfallende in der ARRL

Mit der Anpassung der Abfallrahmenrichtlinie mit 30. Mai 2018 lautet Artikel 6 Absatz 1 ARRL wie folgt:

1) *Die **Mitgliedstaaten treffen geeignete Maßnahmen**, um sicherzustellen, dass Abfälle, die ein Recyclingverfahren oder ein anderes Verwertungsverfahren durchlaufen haben, **nicht mehr als Abfälle betrachtet werden**, wenn die folgenden Bedingungen erfüllt sind:*
   a) *Der Stoff oder der Gegenstand soll für bestimmte Zwecke verwendet werden;*
   b) *es besteht ein Markt für diesen Stoff oder Gegenstand oder eine Nachfrage danach;*
   c) *der Stoff oder Gegenstand erfüllt die technischen Anforderungen für die bestimmten Zwecke und genügt den bestehenden Rechtsvorschriften und Normen für Erzeugnisse und*
   d) *die Verwendung des Stoffs oder Gegenstands führt insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- oder Gesundheitsfolgen.*

Wie bereits bei der Neuformulierung der Bestimmung zu den Nebenprodukten, sind auch beim „Ende der Abfalleigenschaft" die Mitgliedstaaten aufgefordert Maßnahmen zu treffen, um Abfallendebestimmungen zu erstellen bzw das Abfallende zu ermöglichen, nun aber ohne die Einschränkung auf „bestimmte Abfälle" sondern für *Abfälle, die ein Recyclingverfahren oder ein anderes Verwertungsverfahren durchlaufen haben.* Dies deshalb, weil den Anwendern dieser Materialien mehr Sicherheit in Bezug auf den Abfall- oder Nichtabfall-Status eingeräumt werden soll, um ihnen gleiche Wettbewerbsbedingungen zu verschaffen und letztlich die Anwendung bzw Wiederverwendung von Abfällen als Rohstoff im Sinne einer Kreislaufwirtschaft zu fördern. [15]

2.4 Der stoffliche Ansatz

Den Kriterien der Nebenproduktеigenschaft sowie jenen für ein Abfallende liegt ein stofflicher Ansatz zugrunde. Beiden Bestimmungen zentral ist die Verwendung des Stoffes für einen bestimmten Zweck. Es sind also die Eigenschaften des Stoffes oder des Gegenstandes den (technischen) Anforderungen des Zwecks, der Verwendung bzw der Anwendung gegenüberzustellen. Es geht sohin um eine Kombination von stofflicher Zusammensetzung des Stoffes einerseits und stofflicher Anforderung der Verwendung bzw der Nutzung andererseits. Erfüllt der Gegenstand die stofflichen Eigenschaften für die Nutzung kann iSe Nebenproduktes oder des Abfallendes von der Behandlung des Stoffes als Abfall abgesehen werden.
Dieser Ansatz stellt europarechtlich den zentralen Zugang zu Beurteilung der Abfalleigenschaft dar und ist Schlüssel für eine nationale Umsetzung im Abfallrecht der Mitgliedstaaten, um der Umstellung unseres Wirtschaftssystem in eine zirkuläre Wirtschaft den Weg zu ebnen.

Eindrücklich macht die Generalanwältin Laila Medina in ihrem Schlussantrag vom 22. Juni 2022(1) zur Rechtssache C-238/21 dieses Prinzip deutlich. Es geht in dieser causa um die Beurteilung von qualitätsgesicherten Bodenaushub für eine landwirtschaftliche Verwertung gemäß österreichischem Bundesabfallwirtschaftsplan. Die Generalanwältin legt dar, dass nicht kontaminiertes Bodenaushubmaterial aus Bauvorhaben, wenn nach entsprechender Qualitätsprüfung feststeht, dass es sich um ökologisch unbedenkliches Aushubmaterial handelt, nicht als Abfall sondern als Nebenprodukt zu sehen ist. Dies deshalb, weil die Nebenproduktеigenschaft weit zu verstehen ist, wobei das erforderliche Herstellungsverfahren kein industrielles Verfahren darstellen muss, sondern jeder Vorgang bei dem mittels Input ein Output entsteht. „Grund und Boden" kann daher Gegenstand eines Herstellungsverfahrens sein, sodass das Sekundärprodukt, das beim Aushub dieses „Grund und Bodens" entsteht, die Nebenproduktеigenschaft erfüllt.

[15] vgl Erwägungsgrund (17) der Richtlinie (EU) 2018/851

Selbst wenn Bodenaushub als Abfall anzusehen wäre, würde bereits vor Verwendung dieses Stoffes für einen geeigneten Zweck, ein vorzeitiges Abfallende eintreten. Dazu nimmt die Generalanwältin Bezug auf die Möglichkeit zur Vorbereitung zur Wiederverwertung, die eine Möglichkeit für ein vorzeitiges Abfallende bietet. Die Erläuterungen der RV 1005 zur AWG Novelle der 24. GP, legen dar, dass für Bodenaushub die die Möglichkeit zur Vorbereitung zur Wiederverwertung gar nicht bestehen. Dies steht laut Generalanwältin im Widerspruch zu den unionsrechtlichen Bestimmungen zur Vorbereitung zur Wiederverwertung (Art 3 Z 16 ARRL), deshalb ist die österreichische Rechtslage nach Ansicht der Generalanwältin unionsrechtswidrig. Sie weist darauf hin, dass die Mitgliedstaaten in Bezug auf das Abfallende gem ARRL dafür sorgen müssten, dass nationale Rechtsvorschriften die Verwirklichung der Ziele der Richtlinie nicht behindern dürfen, um natürliche Rohstoffquellen zu erhalten und eine Recycling-Wirtschaft zu schaffen.

Schließlich kommt sie zu dem Schluss, dass nationale Rechtsvorschriften, denen zufolge das Ende der Abfalleigenschaft nicht kontaminierter Bodenaushübe von höchster Qualität nicht eintrete, diesen Zielen nicht nachgekommen und daher dem Erreichen der Ziele der Richtlinie entgegen stehen und daher unangewendet bleiben müssen (hier: zB §5 AWG 2002).

Im Hinblick auf die geplanten Abfallendebestimmungen für Bodenaushubmaterialien im österreichischen Abfallrecht sollten die Prinzipien des stofflichen Ansatzes vertieft werden und bei nachgewiesener ökologischer Unbedenklichkeit und stofflicher (zB bautechnischer) Eignung für die in Aussicht stehenden Sekundärverwendung von der Einstufung als Abfall Abstand genommen werden oder ein frühzeitiges Abfallende ab Nachweis definiert werden.

Jedem Abfall sein Ende!
Glück Auf!

LITERATUR

Abfallwirtschaftsgesetz (AWG, 2002) – Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft, StF: BGBl. I Nr. 102/2002); idgF. Sowie RV 1005 dB XXIV. GP zum Abfallwirtschaftsgesetz

Reka KRASZNAI (2019) Vom Abfall zur Ressource: Rechtspolitische Überlegungen und neue Ansätze für das nationale Abfallende (Jahrbuch Umweltrecht) Wien. Österreich: Hsg. Daniel Ennöckl / Martin Niederhuber; NWV - Neuer Wissenschaftlicher Verlag

Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19.11.2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, ABl vom 22.11.2008, L 312/3

Richtlinie (EU) 2018/851 des europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle

Schlussanträge der Generalanwältin Laila Medina vom 22. Juni 2022(1) Rechtssache C-238/21

Vom Abfall zum Produkt – verkrustete Bürokratie als „Hemmschuh“ der Kreislaufwirtschaft?

M. Eisenberger[1] & L. Schneeberger[1]
[1)] Umweltrecht & Consulting, Eisenberger & Offenbeck Rechtsanwalts GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Innerhalb der letzten Jahre wurde das System der „Kreislaufwirtschaft“ auf europäischer Ebene – sowohl von der Gesetzgebung als auch von der Judikatur – konsequent vorangetrieben. Gemeint ist damit ein Konzept, bei dem Stoffe/Materialien nach deren (ursprünglicher) Verwendung wiederverwendet werden, sodass (Wertstoff-)Kreisläufe gebildet und auch geschlossen werden. Demgegenüber zögern der österreichische Gesetzgeber und die Verwaltungspraxis mit dem Abgehen von den bestehenden Vorgaben und der veralteten Judikaturlinie. Doch wie sehr hemmt diese „zögerliche Haltung“ die erfolgreiche Umsetzung des Green Deal in Österreich?

1 EINLEITUNG

In Zeiten globaler Veränderung und allgemeiner Ressourcenknappheit wird die Menschheit in vielen Themenbereichen zum Umdenken gezwungen. Gleichermaßen besteht der immerwährende Druck zur Anpassung an den Stand der Technik und zum beständigen Streben der Förderung des Innovationsgeistes. Diese Aspekte machen auch vor der Abfall- und Recyclingwirtschaft keinen Halt. Folglich ist vor allem in den letzten Jahren sowohl inter- als auch national der Ruf zum noch nachhaltigeren Umgang mit Abfällen lauter geworden. Doch wer kann heute das Wort „nachhaltig“ noch ertragen? Zum Überfluss und Überdruss wurde nachhaltig gefördert, gefordert, gewirtschaftet, organisiert, konstruiert, investiert – und wohl auch instrumentalisiert. Bisweilen wird der Begriff „nachhaltig“ von Seiten NGOs derart verstanden, wonach die Wirtschaft schrittweise zurückgefahren werden muss, um den Klimawandel „nachhaltig“ zu verzögern und zu vermindern.

Nunmehr wird der mittlerweile inflationär gebrauchte Begriff „nachhaltig“ zum Teil durch den passenderen und weniger wirtschaftsfeindlichen Begriff der „Kreislaufwirtschaft“ ersetzt.

Trotz der durchaus positiven Ansätze des europäischen Gesetzgebers innerhalb der letzten Jahre existieren in der österreichischen abfallwirtschaftlichen Praxis zum Teil massive Probleme, die sich gerade durch die zögerliche – bisweilen sogar bremsende – Umsetzung und/oder Anwendung der europäischen Vorgaben ergeben. Die Probleme resultieren aus der Heranziehung bestehender Judikatur der österreichischen Höchstgerichte zur veralteten Rechtslage, der (weitgehenden) Ignoranz von richtungsweisenden Auslegungen des EuGH und der Stigmatisierung des Abfallbegriffs. Bisweilen werden demnach wirtschaftlich sinnvoll nutzbare Materialien – unter dem Vorwand des Umweltschutzes – vom Gesetzgeber bzw. der Verwaltungspraxis als Last empfunden, um diese unnötig lange dem Abfallregime zu unterstellen. Folglich unterbleibt oftmals eine Qualifikation als (Sekundär-)Rohstoff, wiewohl eine solche möglich als auch geboten wäre. Diese Problembereiche können mitunter auch zu verwaltungs- und bisweilen sogar zu justizstrafrechtlichen Hürden, aber auch zu kaum vorhersehbare Abgabenvorschreibungen nach dem Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) führen.

Um etwas Licht in das Dunkel der abfallrechtlichen Rechts- und Verwaltungspraxis zum Themenkomplex „Kreislaufwirtschaft“ zu bringen, müssen aus Sicht der Verfasser folgende Fragen beantwortet werden:

- Was ist das „EU-Kreislaufwirtschaftspaket“?
- Gibt es zur Förderung der Kreislaufwirtschaft bereits konkrete Judikatur?
- Inwiefern „bremst“ die österreichische Umsetzung bzw. Verwaltungspraxis die praktische Wirksamkeit des europäischen Kreislaufwirtschaftspakets?

Diesbezüglich soll ein Aufriss der „verkrusteten Bürokratie“ anhand von plastischen Praxisbeispielen erfolgen.

2 EUROPÄISCHE RECHTSLAGE

2.1 Zum Begriff „Kreislaufwirtschaft“

Das Europäische Parlament beschreibt die Kreislaufwirtschaft – ein Gegenpunkt zur linearen Wegwerfwirtschaft, welche auf große Mengen billiger, leicht zugänglicher Materialien und Energie setzt, – als ein „Modell der Produktion und des Verbrauchs, bei dem bestehende Materialien und Produkte so lange wie möglich geteilt, geleast, wiederverwendet, repariert, aufgearbeitet und recycelt werden.“ (Europäisches Parlament 2015) Damit soll der Lebenszyklus von Produkten verlängert werden.
Praktisch bedeutet das, dass Abfälle auf ein Minimum reduziert werden und die Produkte auch nach Ende ihrer Lebensdauer im Wirtschaftskreislauf verbleiben sollen. Sie sollen wertschöpfend wiederverwendet werden, so lange es möglich ist, wodurch der namensgebende Kreislauf zum Ausdruck gebracht wird.
Grafisch kann die Kreislaufwirtschaft in ihrer Idealform wie folgt dargestellt werden:

Abb. 1: Darstellung der Kreislaufwirtschaft (Europäisches Parlament 2015)

Die EU bzw. der europäische Gesetzgeber begründet die Notwendigkeit hin zu einer Kreislaufwirtschaft und den allgemeinen Wandel mit der eingangs erwähnten drohenden Ressourcenknappheit und der wachsenden Weltbevölkerung sowie der ebenfalls steigenden Nachfrage nach Rohstoffen. Neben den Nutzen für die Umwelt wie die Senkung von CO_2-Emissionen wird durch die Kreislaufwirtschaft auch die Unabhängigkeit der EU und ihrer Mitgliedsstaaten bei der Versorgung mit Rohstoffen gefördert. Nicht zuletzt sollen auch Verbraucher von möglichst langlebigen und innovativen Produkten profitieren, die längerfristig kostengünstiger sind und auch eine höhere Lebensqualität bringen.

Um diese beschriebene „Vision“ der Kreislaufwirtschaft zu erreichen, hat der europäische Gesetzgeber im Jahr 2020 (aufbauend auf den bereits seit 2015 laufenden Vorarbeiten) den

sogenannten „Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft“ auf den Weg geschickt, der einen der wichtigsten Bausteine des europäischen „Green Deals“ (Europäische Kommission 2019) darstellt.

2.2 Grundzüge des europäischen Kreislaufwirtschaftspakets

Das europäische Kreislaufwirtschaftspaket umfasst die Anpassung einer Vielzahl an EU-Rechtsakten. Von größter Praxisrelevanz sind hierbei die Abfallrahmenrichtlinie (ARRL), die Verpackungsrichtlinie und die Deponierichtlinie. In Bezug auf die vorgenannten Richtlinien sind die Mitgliedstaaten – sohin auch Österreich – dazu verpflichtet, die eigenen nationalen Rechtsvorschriften entsprechend den europäischen Vorgaben anzupassen.

Dem Konzept der Abfallhierarchie folgend, sollen hierdurch Abfälle, die sich zum Recycling und anderen Formen der Verwertung eignen – insbesondere im Fall von Siedlungsabfällen –, ab 2030 möglichst nicht auf Deponien angenommen und abgelagert werden dürfen. Zusätzlich wurden in den vorgenannten Rechtsakten auch – je nach Material (z.B.: Kunststoff) – verbindliche Recyclingquoten festgelegt.

All diese Maßnahmen wurden in Form von Richtlinien getroffen, was dazu führt, dass die Mitgliedsstaaten zwar zum Handeln gezwungen sind, die Ausgestaltung der Umsetzungen jedoch den Mitgliedstaaten selbst überlassen bleibt. Dies führt erfahrungsgemäß zu einer „verwässerten“ Umsetzung innerhalb der EU, weil alle 27 Mitgliedsstaaten aufgrund des Umsetzungsspielraums jeweils ihre eigenen Agenden verfolgen. Umso größeres Gewicht kommt daher der Judikatur des Europäischen Gerichtshofs (EuGH) zu. Dieser verfügt über die „Auslegungshoheit“ von europäischem Recht und trägt insofern maßgeblich zur unionsweiten Rechtsvereinheitlichung bei.

2.3 Rechtsprechung des EuGH zur Kreislaufwirtschaft

Der Wille zur Implementierung und Förderung hin zu einer „echten“ Kreislaufwirtschaft lässt sich nicht nur beim Europäischen Gesetzgeber erkennen, sondern vor allem beim EuGH. Besonderer Relevanz kommt dabei der Entscheidung des EuGH vom 14.10.2020, C-629/19 (*Sappi* u.a.) zu. Darin hatte der EuGH die (Nicht-)Abfalleigenschaft von Klärschlamm, der in einer Reststoffverbrennungsanlage zur Energierückgewinnung durch Dampferzeugung verbrannt wird, zu beurteilen.
In der vorliegenden Entscheidung bekräftigte der EuGH verschiedene Judikaturlinien, die sowohl aus dogmatischer als auch aus umweltpolitischer bzw. kreislaufwirtschaftlicher Sicht begrüßenswert erscheinen. Von besonderer Bedeutung ist die Aussage des EuGH, wonach das Ende der Abfalleigenschaft bereits vor dem unmittelbaren Einsatz (hier: Verbrennung) eintreten kann. Eine solche Sicht ist im Lichte der Prinzipien der Ressourcenschonung und der Nachhaltigkeit zwingend geboten. Hiermit hat der EuGH endgültig klargestellt, dass das Ende der Abfalleigenschaft mit der Produktqualität korreliert. Denn: Sind die Voraussetzungen des Art 6 Abs 1 Abfallrahmenrichtlinie (ARRL) gegeben (die im Wesentlichen die Produktqualität widerspiegeln), ist ein Stoff oder Gegenstand nicht mehr als Abfall einzustufen. Der EuGH zieht in seiner Rechtsprechung sohin die durch ein Verwertungsverfahren veränderte produkt- oder rohstoffähnliche Qualität eines Stoffes oder Gegenstandes als fundamentales Kriterium für das Ende der Abfalleigenschaft heran.

Indirekt erklärt der EuGH damit auch die in Österreich bestehende „kreislaufwirtschaftsfeindliche“ Rechtslage, wonach das Abfallende für einen Großteil an Materialien – trotz nachgewiesener produkt- bzw. produktähnlicher Qualität – erst mit der endgültigen Verwendung eintreten könne, für unionsrechtswidrig.
Konkret betont das europäische Höchstgericht sogar explizit die Bedeutung der Kreislaufwirtschaft. So sei bei Prüfung der (Nicht-)Abfalleigenschaft unter anderem darauf abzustellen, ob durch den Einsatz von Abfällen natürliche Rohstoffquellen geschont werden können. Demzufolge sind auch potenzielle Vorteile der zukünftigen Nutzung für die Umwelt bei der Beurteilung des Endes der Abfalleigenschaft zu berücksichtigen. Dieser Ansicht ist vollinhaltlich beizupflichten, da im System einer Kreislaufwirtschaft Stoffe und Gegenstände grundsätzlich nur vorübergehend und nicht unnötig lange in der Abfallphase verweilen sollten. Genau diese Aspekte der

Kreislaufwirtschaft und der Ressourcenschonung blieben allerdings bei der Auslegung des österreichischen Abfallbegriffs nahezu unberücksichtigt.

Der umwelt- und kreislaufwirtschaftliche Gehalt dieser weit über den Anlassfall hinausgehenden Entscheidung kann damit gar nicht hoch genug eingeschätzt werden. Ein frühes Abfallende, wie es vom EuGH propagiert wird, stellt ein äußerst wichtiges Kriterium zur Förderung der Kreislaufwirtschaft dar. Dadurch wird der weitere Gebrauch von Stoffen oder Gegenständen in der Praxis erleichtert und gefördert, da diese bereits bei Erfüllung bestimmter (produktähnlicher) Eigenschaften nicht mehr dem strikten abfallrechtlichen Regime mit all seinen Verpflichtungen unterliegen (z.B. Erlaubnispflicht gemäß § 24a AWG 2002; Behandlungspflichten gemäß § 15 AWG 2002). Auch die Qualifikation als Produkt (und damit Nichtabfall) ermöglicht eine Handelbarkeit auf dem freien Markt, wobei hiervon auch solche Unternehmen profitieren, die über keine Genehmigung nach dem AWG 2002 verfügen.

3 ÖSTERREICHISCHE RECHTSLAGE

Wie dargestellt, ist Österreich als Mitglied der Europäischen Union dazu verpflichtet, höherrangiges europäische Recht (vor allem Richtlinien) umzusetzen und dessen praktische Wirksamkeit zu gewährleisten. Diese Verpflichtung beinhaltet auch die vom EuGH vorgegebenen Leitentscheidungen, die der Rechtsvereinheitlich dienen, entsprechend zu berücksichtigen.
Vom Blickpunkt des europäischen Kreislaufwirtschaftspakets sind vor allem das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002), die Deponieverordnung (DVO 2008) und die Verpackungsverordnung 2014 (VerpackungsVO) von Relevanz. Stellvertretend und aus Gründen des begrenzten Umfangs wird in der Folge jedoch nur auf das AWG 2002 eingegangen.

Obwohl das europäische Kreislaufwirtschaftspaket bereits im April 2018 verabschiedet wurde, erfolgte auch mit der AWG Novelle “Kreislaufwirtschaftspaket” (BGBl I 200/2021) keine entsprechende Anpassung des österreichischen AWG 2002. Diese Novelle zeigt einmal mehr die nicht nachvollziehbare restriktive Grundhaltung des österreichischen Gesetzgebers zum Zeitpunkt des Aballendes. Besonders deutlich wird dies in Bezug auf das Abfallende gemäß § 5 AWG 2002, wo es neuerlich verabsäumt wurde, die Rechtsprechung des EuGH in der Rechtssache *Sappi* umzusetzen.

Durch diese – wohl nicht ausreichende – Umsetzung des europäischen Kreislaufwirtschaftspakets mitsamt der hierzu ergangenen Judikatur des EuGH wird darauf hingewiesen, dass das AWG 2002 schon bisher die von Verwaltungsbehörden restriktiv gehandhabten gesetzlichen Möglichkeiten hin zu einer Kreislaufwirtschaft geboten hat. So hat das AWG 2002 das Attribut „nachhaltig“ bereits in seiner Stammfassung im Jahr 2002 in den Titel aufgenommen. Die Abfallwirtschaft sollte – so die Zielvorgabe des Gesetzgebers in § 1 – danach ausgerichtet werden, dass

- „3. Ressourcen (Rohstoffe, Wasser, Energie, Landschaft, Flächen, Deponievolumen) geschont werden,
- 4. bei der stofflichen Verwertung die Abfälle oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe kein höheres Gefährdungspotenzial aufweisen als vergleichbare Primärrohstoffe oder Produkte aus Primärrohstoffen und
- 5. nur solche Abfälle zurückbleiben, deren Ablagerung keine Gefährdung für nachfolgende Generationen darstellt.“

Wer diese Grundsätze ernst nimmt, muss bzw. musste auch schon bisher Wertstoffkreisläufe bilden (und schließen), damit

- möglichst wenig Abfall anfällt (weil die Ressourcen effizient zu Produkten oder die Produktionsrückstände effizient zu Nebenprodukten verarbeitet werden) und
- der unvermeidlich anfallende oder bereits angefallene Abfall möglichst weitgehend – qualitätsgesichert und gefahrenfrei – wieder in den Wertstoffkreislauf rückgeführt wird.

Aufbauend auf diesen Vorgaben bietet sich eine gute Gelegenheit, um auf die österreichische Verwaltungsrealität überzuleiten.

4 VERKRUSTETE BÜROKRATIE ALS BREMSE DER KREISLAUFWIRTSCHAFT

Zu den beiden vorgenannten Stoßrichtungen hat die jüngere europäische Rechtsentwicklung einschlägige Tatbestände und Rechtsfiguren entwickelt: Zur ersten die Kategorie der „Nebenprodukte“, zur zweiten das bis heute heftig umstrittene „Abfallende“. Beide Aspekte werden in der österreichischen Verwaltungspraxis – obwohl diese wünschenswert, ja geradezu geboten sind, – restriktiv gehandhabt.
Grundproblem ist dabei vor allem die von der österreichischen Verwaltungspraxis vertretene künstliche und sinnlose Verlängerung der Abfalleigenschaft in § 5 Abs 1 AWG 2002 (bis zur unmittelbaren Verwendung), die in Widerspruch zu den Vorgaben des EuGH steht. Die österreichische Rechtslage bzw. Verwaltungspraxis trägt daher mitnichten zu einem schonenden Umgang mit (endlichen) Ressourcen bei, sondern „bremst“ den wünschenswerten Ansatz hin zu einer echten Kreislaufwirtschaft ein.

Dieser Problemkreis und die bestehende „Fortschrittsfeindlichkeit“ hin zu einer echten (wünschenswerten) Kreislauf- und Recyclingwirtschaft soll zur plastischen Veranschaulichung anhand von Praxisbeispielen, die großteils aus dem anwaltlichen Alltag der Verfasser entstammen, erläutert werden.

4.1 Vorab

Bevor auf die Beispiele genauer eingegangen wird, müssen aus Gründen des besseren Verständnisses zunächst die wesentlichen Eckpfeiler des AWG 2002 in stark verkürzter Form dargestellt werden. Allen Beispielen liegt die Frage zu Grunde, ob eine Sache (noch) Abfall im rechtlichen Sinn ist.

Von Abfall im rechtlichen Sinn (§ 2 Abs 1 AWG 2002) spricht man, wenn bei einer beweglichen Sache der sogenannte subjektive oder objektive Abfallbegriff erfüllt ist.
Subjektiv bedeutet, dass sich der Besitzer der Sache entledigen will oder bereits hat. Dazu zählt die Aufgabe des Besitzwillens durch „Loswerden“ oder der Verkauf an Dritte.
Vom objektiven Abfallbegriff ist hingegen auszugehen, wenn die Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall erforderlich ist, um öffentliche Interessen nicht zu beeinträchtigen. Ausgewählte öffentliche Interessen sind beispielsweise die Gesundheit der Menschen, Gefahr für Wasser, Luft, Boden, Tier oder Pflanzen, Umweltverschmutzung, Belästigungen, etc.

Selbst wenn eine Sache Abfall ist, kann für diese das Abfallende eintreten. Dies kann in dreifacher Weise erfolgen: durch nationale oder unionsrechtliche AbfallendeVO, durch Vorbereitung zur Wiederverwendung oder durch unmittelbare Verwendung zur Substitution von Rohstoffen. Nachdem für einen Großteil an Materialien keine AbfallendeVO existieren, verbleiben nach der österreichischen Rechtslage oftmals nur zwei Möglichkeiten für den Eintritt des Abfallendes. Die Anwendung der Vorbereitung zur Wiederverwendung, die ein Abfallende vor der endgültigen Verwendung ermöglichen würde, wird jedoch von der österreichischen Verwaltungspraxis für eine Vielzahl an Materialien (z.B. Baurestmassen) ohne nähere Begründung und sachliche Rechtfertigung abgelehnt. Die Aufbereitung ebensolcher zu produktgleicher Qualität war bzw. ist sohin aus Sicht der österreichischen Praxis für das Abfallende bisher nicht ausreichend, sodass dieses nur durch unmittelbare Verwendung eintreten konnte.

Vom Abfallbegriff gilt es ferner sogenannte „Nebenprodukte“ im Sinne des § 2 Abs 3a AWG 2002 zu unterscheiden. Eine Sache kann nicht gleichzeitig „Abfall“ und „Nebenprodukt“ sein. Ein Nebenprodukt liegt vor, wenn ein Stoff/Material im Rahmen eines Herstellungsprozesses anfällt, dieser gesichert weiterverwendet wird, eine Verarbeitung für die Weiterverwendung nicht erforderlich ist (nicht abfalltypische Verarbeitungen sind jedoch möglich) und die weitere Verwendung zulässig, unbedenklich und rechtskonform im Hinblick auf Schutzgüter (siehe oben) ist.

Sämtliche der nachfolgenden Praxisbeispiele beschäftigen sich mit der unionsrechtlich wünschenswerten Einstufung als Nebenprodukt bzw. mit dem (frühzeitigen) Abfallende. Aufgrund der „verkrusteten" Bürokratie und Fortschrittsfeindlichkeit erfordert es jedoch mitunter langwieriger und kostspieliger Verfahren um dies rechtsverbindlich (und damit rechtssicher) zu klären.

4.2 Elektroofenschlacke als „Zankapfel" der österreichischen Verwaltungspraxis

In einer Vielzahl an EU-Mitgliedstaaten (Italien, Niederlande, etc.) hat sich der Einsatz von Schlacke im Straßen- und Ingenieursbau seit Jahrzehnten bewährt und ist daher gelebte Praxis. Diese können unmittelbar als Baustoff (Nichtabfall) verwendet werden, wobei sie ansonsten erforderliche Rohstoffe (z.B.: Kies) ersetzen.

Obwohl Schlacken für die genannten Zwecke nachweislich sinnvoll verwendet werden können, wurden österreichischen Unternehmen aus der eisenverarbeitenden Industrie in der Vergangenheit wiederholt buchstäblich „Steine in den Weg gelegt". Passend zur Vorphrase haben dabei auch Interessensvertreter der schotterverarbeitenden Industrie ihr Übriges dazu beigetragen, was uns zu dem wahrscheinlich am hartnäckig umkämpften Verfahren zur Nebenprodukteigenschaft führt.

Ausgangsfall ist die Verwendung von Elektroofenschlacke (EO-Schlacke) und Schlacken aus dem Linz-Donawitz-Verfahren (LD-Schlacke) im Straßen- und Ingenieursbau. Diese Schlacken fallen im Rahmen der Produktion von Stahl unweigerlich an, sodass von Anfang an vom Vorliegen der Nebenprodukteigenschaft (Nichtabfall) auszugehen war. Dennoch ist es im Jahre 2012 gehäuft zu Diskussionen und anonymen Anschuldigungen gekommen, ob bzw. dass der Einsatz dieser Schlacken im Straßenbau eine Gefährdung für Mensch und Natur darstelle. Durch die losgetretene Diskussion, die auch vom damaligen BMLFUW aufgegriffen wurde, wurde ein Feststellungsverfahren zur Nichtabfalleigenschaft unumgänglich.

Erst nach einem nahezu ein Jahrzehnt dauernden Verfahren – inklusive zweier Rechtsgänge zum VwGH, mehreren haltlosen Privatgutachten, die gezielt dazu dienen sollten, die Schlacke zu diskreditieren, der Befassung durch mehrere ASV, – wurde die Nebenprodukteigenschaft rechtskräftig festgestellt.

Ein von der Rechtsordnung und Kreislaufwirtschaft wünschenswerter Vorgang, nämlich die Schonung natürlicher Rohstoffe (z.B. Kies) durch den Einsatz vorhandener und technischer geeigneter Materialien (Schlacke) wurde dadurch auf Jahre erheblich verzögert und erschwert. Wesentlichen Anteil darin hatten nicht zuletzt die österreichischen Behörden (hier: Ministerium), die gezielt versucht haben, die bereits vom Verwaltungsgericht festgestellte Nebenprodukteigenschaft mit teils nicht nachvollziehbaren Argumenten – etwa, dass eine Bewitterung über ein industrielles Verfahren hinausgehe – im Rahmen einer letztlich nicht erfolgreichen Amtsrevision zu kippen.

4.3 Kunststofffraktionen – angedrohte Justizstrafverfahren als Hemmnis der Kreislaufwirtschaft?

Innerhalb der letzten Monate haben die österreichischen Verwaltungsbehörden verstärkten Fokus auf die Kontrolle von Abfallverbringungen gelegt. Hierdurch kam es bisweilen zu ungewünschten „Kollateralschäden" in Bezug auf sinnvoll verwend- und verwertbare Kunststofffraktionen, was uns zum nächsten Praxisfall führt.

Gegenständlich betroffen war bzw. ist ein Unternehmen, das Post-Consumer-Kunststoffe, insb. Kunststofffolien, zu sog. „Kunststoffflakes" (Produkte) verarbeitet. Neben dem eigentlichen Erzeugnis/Produkt (also den unterschiedlichen Flakes/Rezyklaten) fallen im Rahmen des Herstellungsprozesses auch unweigerlich weitere Kunststofffraktionen an, die eine nahezu produktgleiche Qualität (wie die Flakes) aufweisen, jedoch alleine aus Prozessgründen (z.B. wegen zu dunkler Färbung) nicht am gegenständlichen Standort eingesetzt werden können. Auch hinsichtlich dieser Fraktionen ist – den *verba legalia* des § 2 Abs 3a AWG 2002 folgend – von der Nebenprodukteigenschaft auszugehen.

Zur Bestätigung dieses Rechtsstandpunktes ist jedoch auch in diesem Fall zwingend ein zeitaufwendiges Feststellungsverfahren erforderlich. Dies nicht zuletzt aufgrund der medialen Stimmungsmache, wo die Verbringung von Kunststofffraktionen zum Teil in ein erheblich falsches Licht gerückt wurde. Auch gegen das betroffene Unternehmen wurden aufgrund einer Verbringung von Kunststofffraktionen strafrechtliche Ermittlungen eingeleitet, die jedoch mangels ausreichenden Tatverdachtes umgehend eingestellt wurden. Nichts desto trotz ist es – allein aufgrund des verstärkten Fokus der Behörden und der negativen Berichtserstattung – gegenüber potentiellen Abnehmern erforderlich, die Nebenprodukteigenschaft nachweisen zu können. Bis zum Vorliegen der verbindlichen Entscheidung über die Nebenprodukteigenschaft der (faktisch) produktgleichen Kunststofffraktionen, die im Rahmen der kunststoffverarbeitenden Industrie Primärrohstoffe bis zu 100 % ersetzen können, besteht sohin ein Zustand der Rechtsunsicherheit. Eben diese Rechtsunsicherheit, die durch behördliche Ermittlungen verstärkt wird, führt zum unerwünschten Einbremsen einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft.

4.4 Altpapier – der Weg hin zum Wertstoff

Mitunter existieren auch Fälle, in denen die Judikatur und Verwaltung dem Drang hin zu einem Wertstoffkreis entgegenstehen, der (europäische) Gesetzgeber diesem wünschenswerten Ergebnis jedoch erst mit viel zu großer Verspätung versucht zum Erfolg zu verhelfen. So geschehen im sog. „Altpapier-Fall".
Diesem Fall lag ursprünglich die Wiederverwertung von Altpapier in der Papierindustrie zu Grunde. Mit seinem „Altpapier-Erkenntnis" vom 13.01.1993, Zl 91/12 /0194, hat der VwGH die Reichweite des subjektiven Abfallbegriffs betont. Die Entledigungsabsicht wurde sowohl für den Leser, der „alte Zeitungen" in den Sammelbehälter wirft, als auch für das Sammelunternehmen, das sie mit einem hohen Reinheitsgrad sortiert und an die Papierindustrie veräußert, bejaht. Der VwGH bezieht darin auch zur Frage Position, wann die Verwertung einer Abfallfraktion abgeschlossen, damit das Abfallende bewirkt und der Produktstatus der Fraktion erreicht wird. Er setzt die Grenze zum spätestmöglichen Zeitpunkt an; konkret: erst in der Papierfabrik, nach dem Deinking, soll der Faserstoffstrom dem Abfallregime entfliehen (dürfen). Das vom Revisionswerber vorgebrachte Argument, wonach das Abfallende des Altpapiers bereits frühzeitig (vor der Verwendung in der Papierfabrik) durch die besondere Feinsortierung (Verunreinigungsgrad geringer als 1 Prozent) eingetreten, der Verwertungsprozess daher schon abgeschlossen sei und die so gewonnenen Stoffe daher nicht mehr dem Abfall/Altstoff-Begriff unterliegen, hat der VwGH lediglich beiläufig verworfen. Hierfür biete das Abfallwirtschaftsgesetz, so der VwGH, „*keinen ausreichenden Anhaltspunkt*."

Ganz unumstritten war das Altpapier-Erkenntnis von Anfang an nicht, kontrastierte es doch in eigentümlicher Weise mit der fortschrittlicheren Altpapier-Entscheidung des OGH vom 24.01.1989, Zl 4 Ob 117/88, der die gezielte Wertschöpfungsabsicht – und das damit indirekt festgestellte Fehlen der Abfalleigenschaft – durch die getrennte Sammlung besonders hervorhob: „*Wer sein Altpapier in einen dafür vorgesehenen Sammelbehälter legt, gibt damit nicht seinen Besitz in der Absicht auf, das Papier zum Gegenstand der Aneignung durch jedermann […] zu machen; er übergibt es vielmehr in den Besitz dessen, der den Behälter aufgestellt hat und über ihn verfügungsberechtigt ist. Von einer Preisgabe im Sinne des § 386 ABGB kann somit keine Rede sein. Daß es dem Abgeber des Papiers immer nur darum ginge, den Abfall loszuwerden, trifft nicht zu. Käme es nur darauf an, dann wäre es in vielen Fällen bequemer, das Altpapier in eine –allenfalls in größerer Nähe aufgestellte – Mülltonne statt in den Altpapiercontainer zu legen. Diese Behälter werden in aller Regel bewußt benützt, um das Altpapier im Interesse des Umweltschutzes und der Volkswirtschaft einer Wiederverwertung zuzuführen.*"

Es sollte jedoch nahezu 20 Jahre (seit dem Altpapier Erkenntnis) und ohne Zutun der österreichischen Verwaltungs-, Spruch- und Gesetzgebungspraxis dauern, bis der europäische Gesetzgeber die Weichen hin zu einem echten Wertstoffkreislauf für Altpapier gestellt hat. So hat dieser im Jahr 2011 mehrere AbfallendeVO mit dem Ziel erlassen, das Abfallende auf einen früheren Zeitpunkt – schon bei sortenreiner rohstoff- bzw produktgleicher Aufbereitung, noch vor dem Wiedereinsatz in der produzierenden Industrie – vorzuverlegen. Die erste derartige Verordnung erging zum Abfallende von Metallschrott am 31.03.2012 (Nr 333 / 2011), die unter anderem auf

eine hohe Sortenreinheit abstellt, den Fremdstoffanteil mit höchstens 2 bzw. 5 GHT begrenzt und die Metallausbeute bei einem Mindestsatz von 90 Prozent ansetzt. Denselben wünschenswerten Weg hin zu einer Betonung eines Wertstoffkreises hätte die ebenfalls in Vorbereitung befindliche AltpapierabfallendeVO, bei der ein auf die Sortenreinheit bezogener Schwellenwert von 1,5 % „*non-paper components*" in Diskussion stand, genommen. Diese ist jedoch zu einem späten Stadium des Regelungsverfahrens vom Europäischen Parlament – aus Sicht der Kreislaufwirtschaft unverständlich – abgelehnt worden. Trotz der Ablehnung durch den europäischen Gesetzgeber wird man im Ergebnis aufgrund der nunmehrigen Judikatur des EuGH in der Rechtssache *Sappi* davon ausgehen können, dass für entsprechend „feinsortiertes" Altpapier mit hoher Sortenreinheit das Abfallende frühzeitig eintreten kann, wodurch dieses dem Wirtschaftskreislauf (wieder-) zugeführt werden kann.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Blick in die Zukunft verdeutlicht, dass aufgrund steigender Bevölkerungszahlen und damit sinkender Rohstoffverfügbarkeit der Übergang zu einer echten Kreislaufwirtschaft unausweichlich ist. Durch den technologischen Fortschritt und der ständigen Weiterentwicklung der Methoden zur Wiederverwendung und –verwertung eröffnen sich erstens immer mehr Möglichkeiten die Entstehung von Abfall zu minimieren und zweitens diesen (nicht als Last, sondern als „Rohstoff") wieder in Produktionsprozesse einzuführen.

Auch die europäische und österreichische Gesetzgebung sehen hierfür bereits ein entsprechendes „Korsett" vor, das es ermöglicht Wertstoffkreisläufe zu bilden und auch zu schließen. Viel zu oft machen jedoch die das österreichische Recht vollziehenden Behörden und Gerichte nicht von den ihnen zur Verfügung stehenden Möglichkeiten Gebrauch. Obwohl der EuGH in der bahnbrechenden Entscheidung *Sappi* bereits die Stoßrichtung hin zu einer wirksameren Kreislaufwirtschaft vorgezeigt hat, hat die österreichische Verwaltungspraxis bis dato lediglich zögerlich darauf reagiert. Bisweilen fehlt der Mut von der jahrzehntelang verhärteten und überholten Judikatur zur künstlichen und sinnlosen Verlängerung der Abfalleigenschaft in § 5 Abs 1 AWG 2002 (bis zur unmittelbaren Verwendung) abzuweichen. Der derzeitige österreichische Ansatz ist einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft abträglich.

Es bleibt allerdings zu hoffen, dass der österreichische Gesetzgeber (wie auch die Verwaltungspraxis) den – vom EuGH vorgegebenen – ressourcenschonenden, aber zugleich technologie- und wirtschaftsfreundlichen Weg im Sinne der Kreislaufwirtschaft einschlagen.

LITERATUR

Eisenberger/Schneeberger/Wutte (2021) *Abfallende – (k)ein Ende in Sicht?* RdU-UT 2021/1, 7.

Europäische Kommission (2019) *A European Green Deal.* Online im www unter URL: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en.

Europäisches Parlament (2015) *Kreislaufwirtschaft: Definition und Vorteile*. Online im www unter URL: https://www.europarl.europa.eu/news/de/headlines/economy/20151201STO05603/kreislaufwirtschaft-definition-und-vorteile.

Bergthaler (2013) *Urban Mining" und stoffliche Verwertung* – … und Bernhard Raschauer hat doch Recht!, in Ennöckl/N. Raschauer/Schulev-Steindl/Wessely (Hrsg), Festschrift für Bernhard Raschauer zum 65. Geburtstag (Jan Sramek 2013) 37.

Mineralische Ersatzbaustoffe – Aufbereitung ohne (Abfall-)Ende?

W. Klett[1]
[1)] OKL & Partner, Köln, Deutschland

KURZFASSUNG: Seit Jahrzehnten wird das Recycling von mineralischen Baustoffen betrieben – eigentlich schon seit der Zerstörung der baulichen Substanz während des letzten Weltkriegs der Not gehorchend unmittelbar im Zusammenhang mit dem Wiederaufbau in der Bundesrepublik Deutschland. Mit der Entwicklung des deutschen Umweltrechts bereits in den 50er Jahren, beginnend mit dem Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz 1957), wurden im Hinblick auf die Auswirkungen aufbereiteter mineralischer Baustoffe auf den Untergrund und das Grundwasser in den verschiedenen Bundesländern Erlasse geregelt, mit denen die Anforderungen an die aufbereiteten Materialien und deren Einbau festgelegt wurden.
Diese Ländererlasse wurden in den einzelnen Bundesländern bereits einige Jahre praktiziert, bevor im Rahmen des Vollzugs abfallrechtlicher Vorschriften (Abfallbeseitigungsgesetz 1972) durch die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - in Form von Technischen Regeln der LAGA (MuA 1999) erlassen wurden, die abgesehen von Ausnahmen in den einzelnen Bundesländern zur Anwendung gelangten.
Auf der Grundlage der Technischen Regeln der LAGA war auch die Entscheidung zu der Verfüllung einer Tongrube durch die zuständige Behörde in Rheinland-Pfalz ergangen, die schließlich durch die sogenannte „Tongrubenentscheidung“ des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG 2005) aufgehoben wurde, weil Empfehlungen eines sachkundigen Gremiums keine normkonkretisierenden Verwaltungsvorschriften sind und damit weder für die Behörde noch für das Gericht verbindliche Geltung beanspruchen.
Diese gerichtliche Einstufung der Technischen Regeln der LAGA war schließlich der Ausgangspunkt für ein Gesetzgebungsverfahren zur Ersatzbaustoffverordnung (BMU 2010) bzw. zur sogenannten Mantelverordnung (BMU 2012). Von einer „Mantelverordnung“ wurde gesprochen, weil das Gesetzgebungsvorhaben sowohl Änderungen der Grundwasserverordnung, Regelungen einer Ersatzbaustoffverordnung, Änderungen der Deponieverordnung und schließlich eine geänderte Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung umfasste.
Dabei wurde die Dauer des Gesetzgebungsverfahrens zwischen der Tongrubenentscheidung und dem ersten Entwurf für eine Ersatzbaustoffverordnung von etwa fünf Jahren unter anderem darauf zurückgeführt, dass nunmehr eine bundesrechtliche Regelung in Form einer Verordnung für Ersatzbaustoffe geschaffen werden sollte, darin die Anforderungen für etwa 15 verschiedene Ersatzbaustoffe geregelt werden sollten, zum Teil neue Prüfparameter wie zum Beispiel Vanadium und Molybdän eingeführt werden sollten und schließlich bei dem Untersuchungsverfahren das neu entwickelte Säulen- bzw. Schüttel-Verfahren (W/F 2:1) zur Anwendung gelangen sollte (Fischer 2013).
Es sollten nach dem ersten Entwurf für eine Mantelverordnung allerdings noch weitere neun Jahre vergehen, ehe diese Verordnung verabschiedet wurde, die unter anderem auch die Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung umfasst (EBV 2021). Diese Verordnungen werden am 01.08.2023 in Kraft treten (Art. 5 Abs. 1 vgl. EBV 2021).
Das Gesetzgebungsverfahren ist mithin während einer politischen Entwicklung zustande gekommen, als die Folgen gesetzgeberischer Maßnahmen im Hinblick auf den Klimaschutz noch nicht mit dem Gewicht behandelt wurden, wie dies gegenwärtig der Fall ist. Nach der eigenen Einschätzung fehlt es bei der Ersatzbaustoffverordnung noch an den Maßnahmen, die der Förderung der Kreislaufwirtschaft für mineralische Ersatzbaustoffe in besonderem Maße dienlich sein würden. Dem großen Bedarf von mineralischen Baustoffen von etwa 600 Mio. t im Jahr bezogen auf die Bundesrepublik Deutschland steht nur ein verhältnismäßig geringer Anteil an Recyclingmaterialien (von etwa 60 Mio. t) gegenüber.
Die Pflichten der öffentlichen Hand (§ 45 KrWG) auch bei der Beschaffung von Material unter Berücksichtigung der relativierenden Anforderungen zur Abfallhierarchie sowie zu den Grundpflichten der Kreislaufwirtschaft und der Rangfolge sowie Hochwertigkeit der

Verwertungsmaßnahmen nach §§ 6 bis 8 KrWG zu entscheiden, sind nicht so stringent angelegt, dass damit bei der Durchführung öffentlicher Bauvorhaben immer zugleich auch Ersatzbaustoffe zum Einsatz gelangen müssten. Die insoweit bestehenden Pflichten der öffentlichen Hand werden zumindest nach den bisherigen Erfahrungen noch zu häufig umgangen.
Dabei kann im Ergebnis festgestellt werden, dass auch dort, wo RC-Baustoffe auf der Grundlage der Erlasslage der Länder seit den 1980er Jahren zum Einsatz gelangt sind, Beeinträchtigungen von Umweltschutzgütern, insbesondere hinsichtlich Boden und Grundwasser, nicht entstanden sind. Deswegen stellt sich nach wie vor die Frage, aus welchen Gründen solche RC-Baustoffe bzw. Ersatzbaustoffe lediglich sehr zögerlich zum Einsatz gelangen. Dies kann zum Teil noch darauf zurückgeführt werden, dass entsprechend der Entwicklung der umweltrechtlichen Vorschriften dem Wasserschutz, insbesondere Grundwasserschutz, eine herausragende Stellung zugewiesen worden ist und wird.
Im Gegenteil wird sich auf der Grundlage der am 01.08.2023 in Kraft tretenden Ersatzbaustoffverordnung wegen nicht mehr zum Einsatz gelangender mineralischer Materialien eine Stoffstromverschiebung von der Verwertung bei Baumaßnahmen hin zu Deponien ergeben, die nach Ansicht des Gesetzgebers selbst etwa 15 Mio. t umfassen kann, aus Sicht kritischer Stimmen der einschlägigen Recyclingverbände bis zu 50 Mio. t betragen kann.

1 ÜBERSICHT ZU DEN REGLUNGEN DER ERSATZBAUSTOFFVERORDNUNG (EBV)

1.1 Anwendungsbereich (§ 1)

Die Vorschriften der EBV regeln im Hinblick auf mineralische Ersatzbaustoffe im Sinne von § 2 Nr. 1 EBV die Anforderungen an die Herstellung dieser mineralischen Ersatzbaustoffe in mobilen und stationären Anlagen (Nr. 1), die Anforderungen an die Probenahme und Untersuchung von Bodenmaterial und Baggergut (Nr. 2), die Voraussetzungen, unter denen die Verwendung dieser mineralischen Ersatzbaustoffe insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt führt, auch im Sinne von § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG (Nr. 3), die Anforderungen an den Einbau dieser mineralischen Ersatzbaustoffe in technische Bauwerke (Nr.4) sowie die Anforderungen an die getrennte Sammlung von mineralischen Abfällen aus technischen Bauwerken (Nr.5).

1.2 Begriffsbestimmungen (§ 2)

„1. Mineralischer Ersatzbaustoff: mineralischer Baustoff, der
a) als Abfall oder als Nebenprodukt
   aa) in Aufbereitungsanlagen hergestellt wird oder
   bb) bei Baumaßnahmen beispielsweise Rückbau, Abriss, Umbau, Ausbau, Neubau und Erhaltung anfällt,
b) unmittelbar oder nach Aufbereitung für den Einbau in technische Bauwerke geeignet und bestimmt ist und
c) unmittelbar oder nach Aufbereitung unter die in den Nrn. 18 bis 33 bezeichneten Stoffe fällt."

„3. technisches Bauwerk: jede mit dem Boden verbundene Anlage oder Einrichtung, die nach einer Einbauweise der Anlage 2 oder 3 errichtet wird; hierzu gehören insbesondere
a) Straßen, Wege und Parkplätze,
b) Baustraßen,
c) Schienenverkehrswege,
d Lager-, Stell-, sonstige befestigte Flächen,
e) Leitungsgräben und Baugruben, Hinterfüllungen und Erdbaumaßnahmen, beispielsweise Lärm- und Sichtschutzwälle und
f) Aufschüttungen zur Stabilisierung von Böschungen und Bermen;"

„5. Aufbereitungsanlage: Anlage, in der mineralische Stoffe behandelt, insbesondere sortiert, getrennt, zerkleinert, gesiebt, gereinigt oder abgekühlt werden; als Aufbereitungsanlage gilt auch eine Anlage, in der mineralische Stoffe in einer für den Einbau in technische Bauwerke gemäß dieser Vorschrift geeigneten Form unmittelbar anfallen;“

Stoffe nach Nrn. „18 bis 33: Hochofenschlacke, Hüttensand, Stahlwerkschlacke, Gießerei-Kupolofenschlacke, Kupferhüttenmaterial, Gießereirestbestand, Schmelzkammergranulat, Gesteinskohlenkesselasche, Steinkohlenflugasche, Braunkohlenflugasche, Hausmüllverbrennungsasche, Recycling-Baustoff, Baggergut, Gleisschotter, Ziegelmaterial, Bodenmaterial“.

1.3 Regelungen der EBV

Das System der Regelungen in der EBV umfasst rechtsverbindliche Anforderungen an die Herstellung und den Einbau mineralischer Ersatzbaustoffe. Dazu werden Grenzwerte in Bezug auf bestimmte Schadstoffe für die jeweiligen Ersatzbaustoffe bzw. deren Materialklassen vorgegeben, deren Einhaltung durch den Hersteller im Rahmen einer Güteüberwachung zu gewährleisten ist. Darüber hinaus sind an die Materialklassen angepasste Einbauweisen vorgegeben, die vom Verwender bei dem Einbringen der Ersatzbaustoffe in das technische Bauwerk zu beachten sind.

1.3.1 Vorgaben für die Annahmekontrolle (§ 3 EBV)

Insoweit handelt es sich um Anforderungen, die Betreiber von Aufbereitungsanlagen bei Anlieferung von mineralischen Abfällen zu erfüllen haben. Die Annahmekontrolle umfasst mindestens eine Sichtkontrolle sowie Feststellungen zur Charakterisierung, insbesondere Angaben zu Sammler/Beförderer, Masse und Herkunftsbereich des Abfalls, Abfallschlüssel verschlüsselt gemäß Anlage zur AVV, Bezeichnung der Anfallstelle, Zusammensetzung, Verschmutzung, Konsistenz, Aussehen, Farbe und Geruch. Abfallerzeuger oder -besitzer haben dem Betreiber der Anlage bei Anlieferung vorliegende Untersuchungsergebnisse aus der vor Erkundung und vorliegende Hinweise auf Schadstoffe vorzulegen.

1.3.2 Vorgaben für das Herstellen von mineralischen Ersatzbaustoffen (§§ 4 ff. EBV)

Diese Vorgaben betreffend die Güteüberwachung. Sie besteht aus Eignungsnachweis (Erstprüfung und Betriebsbeurteilung), werkseigene Produktionskontrolle und Fremdüberwachung. Während Eignungsnachweis und Fremdüberwachung durch eine Überwachungsstelle durchgeführt werden, findet die werkseigene Produktionskontrolle durch den Betreiber der Aufbereitungsanlage statt.

1.3.3 Vorgaben für die Untersuchung von noch nicht aufbereitetem Bodenmaterial und Baggergut (§§ 14ff. EBV)

Diese Vorgaben werden im Zusammenhang mit der Vorstellung von mineralischen Ersatzbaustoffen in Form RC-Baustoffen (RC-Baustoffe) hier nicht weiter behandelt.

1.3.4 Vorgaben für den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen (§§ 19 ff. EBV)

Diese Vorgaben entsprechend dem Grundsatz, dass der Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen nur zulässig ist, wenn nachteilige Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit und schädliche Bodenveränderungen nicht zu besorgen sind.

Dazu sind bei mineralischen Ersatzbaustoffen folgende Voraussetzungen zu erfüllen, nämlich das Einhalten der Anforderungen für die Güteüberwachung bei einzubauenden mineralischen Ersatzbaustoffen sowie das Einhalten der Anforderungen für den Einbau der mineralischen Ersatzbaustoffe in den für sie jeweils zulässigen Einbauweisen nach Anlagen 2 oder 3.

Sind diese Voraussetzungen erfüllt, bedürfen Einbaumaßnahmen keiner wasserrechtlichen Erlaubnis nach § 8 WHG.

1.3.5 Beurteilungsgrundlagen

Für die Probenahme und Probenaufbereitung, die Analytik der Proben sowie die Bewertung der Untersuchungsergebnisse der Güteüberwachung gelten eigene Anforderungen (§§ 8 bis 10 EBV), welche die Grundlage bilden für die Klassifizierung der mineralischen Ersatzbaustoffe (§ 11 EBV). Diese Beurteilungsgrundlagen, in Form von Prüfzeugnissen aus der Güteüberwachung, die Probenahme- und Probenvorbereitungsprotokolle sowie die Untersuchungsergebnisse und die auf dieser Grundlage erfolgte Klassifizierung sind fortlaufend zu dokumentieren und für die Dauer von fünf Jahren aufzubewahren (§ 12 EBV).

Entsprechende Anforderungen an die Dokumentation gelten beim Einbau der mineralischen Ersatzbaustoffe mit den dazugehörenden Anzeigepflichten (§ 22 EBV)und dem Ersatzbaustoffkataster (§ 23 EBV).

1.3.6 Keine Vorschriften für das Abfallende von mineralischen Ersatzbaustoffen

Dieser Schnelldurchgang durch die Vorschriften der Ersatzbaustoffverordnung zeigt auf, dass weder im Zusammenhang mit der Herstellung von Ersatzbaustoffen noch mit deren Einbau Vorschriften vorgesehen sind, die auf eine Konkretisierung der Anforderungen für das Abfallende angelegt sind.

Dabei darf darauf hingewiesen werden, dass noch der Referenten-Entwurf des BMU (BMU 2017) in § 20 EBV-E die Voraussetzungen für Nebenprodukte und in § 21 EBV-E die Voraussetzungen für das Ende der Abfalleigenschaft jeweils unter Bezugnahme auf die weiteren Voraussetzungen in § 4 Abs. 1 KrWG bzw. in § 5 Abs. 1 KrWG beinhaltete. Auch bei Aufrechterhaltung dieser Regelungen würde im Einzelfall die Prüfung der Voraussetzungen nach den gesetzlichen Vorgaben in §§ 4, 5 KrWG für Nebenprodukte bzw. für das Abfallende vorzunehmen sein. Auch die im Referenten-Entwurf des BMU enthaltenen Regelungen hätten für den Fall der Einhaltung der Anforderungen an die Herstellung und an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen keine Fiktion für das Ende der Abfalleigenschaft vorgesehen.

Mithin bleiben für die Feststellung zum Ende der Abfalleigenschaft auch bei mineralischen Ersatzbaustoffen die allgemeinen Vorschriften (§ 5 KrWG) gültig.

2 VORAUSSETZUNGEN NACH § 5 ABS. 1 KRWG FÜR DAS ABFALLENDE BEI MINERALISCHEN ERSATZBAUSTOFFEN

Nach § 5 Abs. 1 KrWG endet die Abfalleigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes, wenn dieser ein Recycling oder ein anderes Verwertungsverfahren durchlaufen hat und so beschaffen ist, dass

1. er üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird,
2. ein Markt für ihn oder eine Nachfrage nach ihm besteht,
3. er alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllt sowie
4. seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt.

Diese Abfallende-Voraussetzungen sind für die mineralischen Ersatzbaustoffe weiter zu prüfen.

*2.1 Durchlaufen eines Recycling oder anderen Verwertungsverfahrens (§ 5 Abs. 1 **KrWG)***

Für das Ende der Abfalleigenschaft muss der Stoff oder Gegenstand nach der ersten Voraussetzung ein Recycling oder ein anderes Verwertungsverfahren durchlaufen haben. Dabei wird der mineralische Ersatzbaustoff nach § 2 Nr. 1 Buchstabe a), aa) EBV oder der RC-Baustoff nach § 2 Nr. 29 EBV als mineralischer Baustoff bestimmt, der durch die Aufbereitung von mineralischen Abfällen hergestellt wird.

Die Aufbereitung der mineralischen Abfälle stellt insoweit ein Verwertungsverfahren im Sinne von § 3 Abs. 23 KrWG dar. Dazu werden die Abfälle innerhalb der Aufbereitungsanlage oder in der weiteren Wirtschaft einem sinnvollen Zweck zugeführt, indem sie entweder andere Materialien ersetzen, die sonst zur Erfüllung einer bestimmten Funktion verwendet worden wären, oder indem die Abfälle so vorbereitet werden, dass sie diese Funktion erfüllen. Entsprechendes gilt für Verwertungsverfahren im Sinne des Recyclings (§ 3 Abs. 25 KrWG).

In der Aufbereitungsanlage werden die mineralischen Stoffe behandelt, insbesondere sortiert, getrennt, zerkleinert, gesiebt, gereinigt oder abgekühlt (§ 3 Nr. 5 EBV).

Für das „Durchlaufen" eines solchen Verwertungsverfahrens kommt es also danach darauf an, dass die mineralischen Abfälle durch Aufbereitung einen Zustand erreicht haben, der gestattet, dass sie einen sinnvollen Zweck erfüllen oder für eine bestimmte Funktion verwendet werden können. Mit Erreichen dieser Substitutionsfunktion ist der Herstellungsprozess in der Aufbereitungsanlage beendet. Dieses Ziel ist erreicht, wenn aus den mineralischen Abfällen Ersatzbaustoffe oder RC-Baustoffe hergestellt sind. Damit ist die erste Voraussetzung zum Abfallende erfüllt.

2.2 „Üblicherweise" Verwenden für bestimmte Zwecke (§ 5 Abs. 1 Nr. 1 KrWG)

Mit dieser weiteren Voraussetzung für das Ende der Abfalleigenschaft der mineralischen Stoffe kommt es auf die tatsächliche Verwendung der aufbereiteten Materialien für bestimmte Zwecke an. Grundsätzlich entscheidet der Abfallbesitzer darüber, welcher Zweckbestimmung die Abfälle nach Aufbereitung zugeführt werden. Um das Schicksal der aufbereiteten Materialien nicht von dem subjektiven Einfluss des Abfallbesitzers abhängig zu machen, hat der Verordnungsgeber mit der Formulierung „üblicherweise" verwenden eine anderen Beurteilungshorizont eingeführt. Insoweit sollen mit der Üblichkeit des Verwendungszwecks die tatsächlichen Marktverhältnisse und die Praxis der Verwendung Berücksichtigung finden.

Im Ergebnis kommt es darauf an, dass die hergestellten mineralischen Ersatzbaustoffe bzw. RC-Baustoffe tatsächlich verwendet werden. Diese Voraussetzung erfüllen die in Aufbereitungsverfahren hergestellten mineralischen Baustoffe, indem sie in technischen Bauwerken eingesetzt werden. Dazu sind die mineralischen Ersatzbaustoffe definitionsgemäß geeignet (§ 2 Nr. 1 Buchst. b EBV).

Auf diese weitere Voraussetzung für das Abfallende mineralischer Abfälle ist damit erfüllt.

2.3 Bestehende Nachfrage nach oder Markt für Ersatzbaustoffe oder RC-Baustoffe (§ 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG)

Auch diese Voraussetzung für das Ende der Abfalleigenschaft ist darauf angelegt, dass die nach Aufbereitung hergestellten Ersatzbaustoffe mangels deren Verwendung oder mangels einer bestehenden Nachfrage oder eines Markts für solche Materialien nicht wieder zu Abfällen werden könnten, wenn es daran fehlen sollte. Dabei ist Voraussetzung für eine bestehende Nachfrage, dass Nachfrager tatsächlich die aufbereiteten Materialien erwerben wollen. Von einem bestehenden Markt wird nur ausgegangen, wenn das Angebot solcher aufbereiteten Materialien und die Nachfrage danach zusammentreffen. Die Gelegenheit des Zusammentreffens von Anbieter und Nachfrager solcher aufbereiteten Materialien bedeutet, dass sie sich auch über den Preis für solche Stoffe verständigen.

Abgesehen von diesen abstrakten Voraussetzungen für eine Nachfrage oder einen bestehenden Markt ist für mineralischer Ersatzbaustoffe bzw. RC-Baustoffe festzustellen, dass für solche Stoffe tatsächlich eine Nachfrage besteht, aber auch ein Markt vorhanden ist.

Insbesondere die Preisbildung für solche aufbereiteten mineralischen Materialien hängt maßgeblich innerhalb der Bundesrepublik Deutschland davon ab, wo in Bezug auf die regional ausgebildeten Märkte Rohstoffvorkommen für mineralische Baustoffe im Wettbewerb zu solchen Ersatzbaustoffen bzw. RC-Baustoffen genutzt werden.

Damit ist von der Erfüllung dieser Voraussetzung für das Abfallende mineralische Baustoffe auszugehen.

2.4 Erfüllung technischer Anforderungen, Rechtsvorschriften und Normen (§ 5 Abs. 1 Nr. 3 KrWG)

Die Prüfung der Voraussetzungen für das Abfallende umfasst darüber hinaus, dass die mineralischen Ersatzbaustoffe bzw. RC-Baustoffe alle für ihre jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen, Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllen müssen.

Dabei wird unter den technischen Anforderungen verstanden, dass die im Hinblick auf die jeweilige Zweckbestimmung erforderlichen Eigenschaften eines Stoffes vorhanden sind und entsprechend diesen Anforderungen auch erfüllt werden. Die Entwicklung dieser technischen Anforderungen geht auf jahrzehntelange Erfahrungen bei dem Einsatz solcher RC-Baustoffe zurück. Es wurde bereits ausgeführt, dass der Einsatz solcher mineralischer Materialien in der Vergangenheit bisher weder zu Beeinträchtigungen von Mensch noch der Umwelt geführt haben.

Bei den Rechtsvorschriften handelt es sich um die im Wesentlichen in Gesetzen und Verordnungen enthaltenen Regelungen, die sowohl in zivil- und öffentlich-rechtlichen Rechtsbeziehungen Geltung beanspruchen.

Mit den Normen sind technische Regeln gemeint, die von dafür zuständigen Institutionen der Normung (ISO, DIN und VDI) entwickelt werden und durch entsprechende Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung Anerkennung finden.

Soweit im Rahmen dieser Prüfung des Abfallendes für mineralische Ersatzbaustoffe vorausgesetzt werden kann, dass die in der Ersatzbaustoffverordnung niedergelegten Vorschriften sowohl bei der Herstellung als auch bei der Verwendung dieser Materialien eingehalten werden, ist davon auszugehen, dass auch diese Voraussetzung für das Abfallende mineralischer Ersatzbaustoffe erfüllt ist.

2.5 Verwendung ohne schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt (§ 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG)

Bezogen auf die Verwendung mineralischer Ersatzbaustoffe (§ 2 Nr. 1 EBV) bzw. RC-Baustoffe (§ 2 Nr. 29 EBV) in technischen Bauwerken richten sich die Anforderungen dafür nach § 19 Abs. 2 Nr. 1 EBV. Insoweit sind nachteilige Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit und schädliche Bodenveränderungen nicht zu besorgen, wenn die einzubauenden mineralischen Ersatzbaustoffe die Anforderungen nach Abschnitt 3 Unterabschnitt 1 EBV einhalten und der Einbau der mineralischen Ersatzbaustoffe nur in den für sie jeweils zulässigen Einbauweisen nach Anlage 2 zur EBV erfolgt.

Die Voraussetzungen, unter denen schädliche Auswirkungen auf die Umwelt nicht zu besorgen sind, nehmen bei der Herstellung die Vorschriften über die Güteüberwachung und bei dem Einbau mit den Einsatzmöglichkeiten von mineralischen Ersatzbaustoffen in Bezug.

Diese Voraussetzungen umfassen das eine Mal im Rahmen der Güteüberwachung nach §§ 4ff. EBV den Eignungsnachweis, die werkseigene Produktionskontrolle und die Fremdüberwachung von einer Überwachungsstelle. Durch diese Maßnahmen der Güteüberwachung wird sichergestellt, dass die mineralischen Ersatzbaustoffe bzw. RC-Baustoffe bestimmter Materialklassen den dazugehörenden Materialwerten entsprechen.

Diese Voraussetzungen umfassen das andere Mal den Einbau der güteüberwachten mineralischen Ersatzbaustoffe bzw. RC-Baustoffe mit den jeweils dazu gehörenden zulässigen Einbauweisen (§ 19 Abs. 1 Nr. 1 i. V. m. Anlage 2 Tabellen 1 bis 3 zur EBV).

Bei Beachtung dieser Voraussetzungen insgesamt ist nach dem Willen des Verordnungsgebers (EBV 2021) zugleich gewährleistet, dass schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt nicht zu besorgen sind (Deutscher Bundestag 2021). Infolgedessen ist zugleich die Voraussetzung für das Abfallende nach § 5 Abs. 1 Nr. 4 KWG erfüllt.

2.6 Ergebnis

Damit ist festzustellen, dass die Voraussetzungen für das Abfallende bei mineralischen Ersatzbaustoffen nach § 5 Abs. 1 Nr. 1 bis 4 KrWG erfüllt sind.

Dementsprechend handelt es sich bei solchen mineralischen Ersatzbaustoffen bzw. RC-Baustoffen nicht mehr um Abfall, sodass auch abfallrechtliche Dokumentationspflichten, Erlaubnisse und Anzeigen, die Verpflichtung zur Führung des A-Schilds sowie abfallrechtliche Überwachungs-Anordnungsbefugnisse, abfallbezogene Genehmigungsvorbehalte nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz, die Verpflichtung zur Leistung einer Sicherheit für die Lagerung von Abfällen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz, die Regelungen zu der Abfallverbringung nicht mehr gelten. Hingegen finden die Vorschriften über das Produkt-, Chemikalien- und Gefahrstoffrecht Anwendung.

Von der in § 5 Abs. 2 KrWG vorgesehenen Ermächtigung der Bundesregierung durch Rechtsverordnung die in § 5 Abs. 1 KrWG genannten Anforderungen näher zu bestimmen, wurde bisher kein Gebrauch gemacht.

Soweit bisher durch EU-Verordnung Abfallende-Kriterien für Eisen-, Stahl- und Aluminiumschrott bestimmt worden sind (EU 2011), wie auch für bestimmte Arten von Kupferschrott (EU 2013) und auch für bestimmte Arten von Bruchglas (EU 2012), war festzustellen, dass in der Praxis davon wegen des mit der Dokumentation des Vorliegens der Abfallende-Kriterien verbundenen Aufwands wenig Gebrauch wurde, mithin der Aufwand bei der Anwendung weiterhin der abfallrechtlicher Vorschriften in Kauf genommen wurde.

Ungeachtet dieser Erfahrungen zeichnet sich eine erneute Initiative der Europäischen Kommission ab, für bestimmte Kunststoffabfälle, Alttextilien, Gummi, Bau- und Abbruchabfälle sowie für Altpapier Anforderungen für das Erreichen des Abfallendes zu konkretisieren (EUWID 2022). Möglicherweise stehen solche Entwicklungen im Zusammenhang mit den Maßnahmen zum Klimaschutz, die insbesondere einer Förderung der Kreislaufwirtschaft dienen sollen.

LITERATUR

Abfallbeseitigungsgesetz (1972). *Abfallbeseitigungsgesetz – AbfG*, BGBl. I 1972, S. 873, vom 07.06.1972.

BMU (2010). *Arbeitsentwurf für eine „Verordnung über Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken“* -BMU WA II 5 -vom 02.09.2010 – BMU – WA II 5.

BMU (2012). *Entwurf für eine „Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material“* vom 31.10.2012-BMU – WA III 3, WA III 3 – 73103-1/10.

BMU (2017). *Referentenentwurf des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit,* vom 06.02. In § 20 unter Bezugnahme der weiteren Voraussetzung in § 4 Abs. 1 KWG die Voraussetzungen 2017 – WR III 3– 73103 – 1/0.

BVerwG (2005). *BVerwG, Urteil vom 14.04.2005* – 7 C 26.03, BVerwGE 123, 247; vorausgegangen war bereits BVerwG, Urteil vom 26.05.1984 – 7 C 14.93, BVerwGE 96, 80.

Deutscher Bundestag (2021). *BT-Drs. 19/29636,* vom 12.05.2021, S. 224, Begründung zu § 1 Abs. 1 Nr. 3 EBV.

EBV (2021). *Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung,* vom 09.07.2021, BGBl. I, S. 2598.

EU (2011). Verordnung (EU) Nr. 333/2011 vom 31.03.2011, ABl. Nr. L 94 vom 08.04.2011, S. 2.
EU (2012). Verordnung (EU) Nr. 1179/2012 vom 10.12.2012, ABl. Nr. 337 vom 11.12.2012, S.31.
EU (2013). Verordnung (EU) Nr. 715/2013 vom 25.07.2013, ABl. Nr. 201 vom 26.07.2013, S.14.
EUWID (2016). *Recycling und Entsorgung*, EUWID 16/2022, S.23.
MuA (1999). *MuA*, *Mitteilung M20*, Heft 2, Stand vom 06.11.1997, MuA, 1999.
Fischer, R. (2013). *Recycling Magazin*, Heft 23, S. 26, 2013.
Wasserhaushaltsgesetz (1957). *Wasserhaushaltsgesetz – WHG, BGBl. I 1957*, S. 1110, vom 27.07.1957.

Ökologische Bewertung eines Closed Loop Recyclings am Beispiel PET (Projekt PET2Pack)

W. Frühwirth[1], B. Brandt[1], M. Pfitzner[1], E. Jahn[1], K. Detter[1], V. Gabriel[1] & S. Heinrich[2]
[1)] FH Campus Wien, Fachbereich Nachhaltiges Ressourcenmanagement und Verpackungstechnologie, Wien, Österreich
[2)] Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH, Wels, Österreich

KURZFASSUNG: Das Kreislaufwirtschaftspaket der Europäischen Kommission erfordert verstärkte Anstrengungen im Bereich der Erhöhung von Recyclingquoten, speziell im Segment der Kunststoffabfälle. Im Projekt PET2Pack wird für PET-Abfälle untersucht, welche Voraussetzungen für das Erreichen geschlossener Kreisläufe für PET-Formkörper-Verpackungssysteme im Lebensmittelbereich für PET-Becher/PET-Schalen bzw. PET-Trays sowie im Nicht-Lebensmittelbereich für PET-Nicht-Lebensmittelflaschen vorhanden sein müssen. Zu diesem Zweck werden einerseits umfangreiche Sortierversuche und -analysen mit Industriepartnern durchgeführt und andererseits verschiedene PET-Verpackungen im Labormaßstab rezykliert, um beispielsweise den Einfluss von Klebemittelrückständen u.Ä. auf die Qualität und die physikalischen Eigenschaften zu ermitteln. In einem nächsten Schritt werden die Erkenntnisse aus den Laboruntersuchungen in den Technikumsmaßstab übertragen.
Ergänzend dazu werden auf Basis dieser Ergebnisse Szenarien modelliert und die durch die adaptierten Sortier- und Recyclingprozesse resultierenden Umweltwirkungen mit der Methode der Ökobilanz nach ISO 14040/44 berechnet und mittels Szenarientechnik gegenübergestellt. Da es sich zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Artikels (Juli 2022) bei diesem Projekt um Work in Progress handelt, können einige Ergebnisse an dieser Stelle nur angekündigt und erst im Rahmen der Konferenz vorgetragen werden.

1 HINTERGRUND

Die Europäische Kommission möchte mit dem Kreislaufwirtschaftspaket die aktuell vorherrschende lineare Wertschöpfung hin zu einem zirkulären Wirtschaftssystem transformieren. Konkret müssen bis 2030 unter anderem 55 % der Kunststoffverpackungen rezykliert werden, aktuell liegt die Recyclingquote von Kunststoffverpackungen in Österreich bei 25 %. Aktuell werden 45 % der PET-Getränkeflaschen in Österreich wieder in den Produktkreislauf zurückgeführt. Andere Verpackungen werden überwiegend thermisch verwertet, wie zum Beispiel 96 % der formstabilen Verpackungen. Um die Recyclingvorgaben zu erreichen, ist es erforderlich, hoch qualitatives werkstoffliches Recycling auch bei anderen Verpackungsformen zu etablieren. Beispielsweise macht die Fraktion der PET-Formkörper-Verpackungen (exkl. Getränkeflaschen) in Österreich 8 % der gesamten Kunststoffverpackungsabfälle aus (wozu z. B. PET-Aufstrich Trays, PET-Becher und PET-Waschmittelflaschen zählen) und stellt damit ein großes Potential zur Erhöhung der Recyclingquoten dar.

2 PROJEKTZIELE

PET2Pack verfolgt das Ziel, geschlossene Kreisläufe für PET-Formkörper-Verpackungssysteme im Lebensmittelbereich für zwei Use-Cases (PET-Becher/PET-Schalen und PET-Trays) und im Nicht-Lebensmittelbereich für einen Use-Case (PET-Nicht-Lebensmittelflaschen) zu entwickeln.

Um diese Ziele zu erreichen, müssen geeignete Sortierverfahren untersucht werden, welche die Abtrennung der gewünschten Fraktionen von Lebensmittel- und Nicht-Lebensmittelverpackungen ermöglichen, die erforderliche Reinheitsgrade und Sortiertiefen erreichen und den Anforderungen für das Recycling gerecht werden. Auch Recyclingprozesse müssen adaptiert und Prozessparameter optimiert werden, um geeignete Verfahren zur Erreichung von hochqualitativem

Sekundärmaterial für Verpackungen mit und auch ohne Lebensmittelkontakt zu produzieren. Lebensmittelrechtliche Beurteilungen anhand der EFSA-Vorgaben sind durchzuführen sowie physikalisch-chemische und toxikologische Qualitätsanforderungen zu erarbeiten. Diese Ergebnisse sollen einerseits in recyclinggerechte Designkriterien einfließen und andererseits mit der Methode der Ökobilanz dem Status Quo hinsichtlich einer Vielzahl an Umweltauswirkungen gegenübergestellt werden. Eine Kooperation aller Vertreter*innen der Wertschöpfungskette ist für diese umfassende Betrachtung erforderlich.

3 ERSTE ERGEBNISSE IM BEREICH SORTIERUNG & RECYCLING

3.1 Händische Sortieranalyse

Zur Ermittlung der durchschnittlichen Zusammensetzung der *LVP-Input-Fraktion* (Leichtverpackungsfraktion; ganzheitliche Gelbe Sacksammlung), der *PET Rigid Output-Fraktion* (PET Rigid bzw. gemischte PET-Verpackungskategorien ohne Getränkeflaschen in klar, grün und blau) sowie potenzieller Kontaminationen und Störfaktoren wurden händische Sortieranalysen durchgeführt, die die Ableitung von Indikatoren zur Aussortierung und Differenzierung der Fraktionen ermöglichen sollen. Hierfür wurden Strichproben der Input- und Output-Fraktion in fünf österreichischen Sortieranlagen im Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Tirol in jeweils zwei Analysephasen (2020 und 2021) untersucht. In Summe wurden 631 kg LVP-Input Material (225 Säcke zu je 110 Litern) und 175 kg der PET Rigid Output-Fraktion (53 Säcke zu je 110 Litern) analysiert. Nach der Durchführung einer zusätzlichen Nachsortierung der vor Ort nicht identifizierbaren Verpackungen wurden folgende Ergebnisse zusammengeführt:

Der gelbe Sack (Input-Fraktion für die Sortieranlage) setzt sich durchschnittlich aus 50,8 % Nicht-PET-Verpackungen (Verpackungen aus anderen Kunststoffen, die auch im gelben Sack gesammelt werden, aber nicht aus PET bestehen wie z. B. PE, PP, PS, PVC), 20,2 % Fehlwürfen (Abfälle, die nicht im gelben Sack landen sollten wie z. B. materialgleiche Nicht-Verpackungen) und 17,5 % PET-Getränkeflaschen zusammen. 11,5 % der LVP sind PET-Flaschen (Food und Non-Food, jedoch keine Getränkeflaschen), PET-Trays (Food und Non-Food) sowie andere PET-Verpackungen und beinhalten die für das Projekt relevanten Materialströme. Konkret machen PET-Food Trays 3,0 % (ohne Multilayer Trays) und PET-Flaschen mit Nicht-Lebensmittelkontakt 2,3 % des LVP-Input-Stroms aus. Trays aus Multikunststoffmaterial haben einen Anteil von 2,8 %.

Die Output-Fraktion (PET Rigid) soll PET-Nicht-Getränkeflaschen aller Farben und PET-Getränkeflaschen, die nicht klar, blau oder grün sind, wie auch andere PET-Verpackungen, im Sortierprozess in der Anlage separieren. Nicht-PET-Kunststoffe oder Metalle beispielsweise stellen Störstoffe in dieser Fraktion dar. Die Sortieranalyse hat gezeigt, dass in der PET Rigid Fraktion PET-Nicht-Lebensmittelflaschen mit 28,7 % den größten Stoffstrom ausmachen, gefolgt von PET-Lebensmittelflaschen (keine Getränke) mit 23,7 %. PET-Food Trays machen 17,5 % aus, wobei Multilayer Food Trays hier aufgrund fehlender Recyclingfähigkeit nicht inkludiert sind. Multiayer Food Trays machen wiederum 9,5 % der Output-Fraktion aus, Non-Food (Mono) Trays 2,0 %.

Für beide Fraktionen wurden zudem auch Farbe, Kennzeichnung/Etikettierung und Restinhalte der Verpackungen aufgenommen und analysiert. Dabei konnte festgestellt werden, dass sowohl in der Input- als auch in der Output-Fraktion bei *PET-Food Trays* zum Großteil transparente (klare) Trays vorkommen (Input 85 % bzw. Output 95 %). *PET-Nicht-Lebensmittelflaschen* sind auch in beiden Fraktionen großteils transparent (67,3 % bzw. 73,9 %), gefolgt von anderen Farben (nicht weiß oder schwarz) mit 20,7 % bzw. 21,2 %.

Im Unterschied zur Inputfraktion machen in der Output-Fraktion also PET-Nicht-Lebensmittelflaschen und PET-Lebensmittelflaschen (ohne Getränke) den größten Anteil an den für die Use-Cases relevanten Verpackungen aus, während in der Input-Fraktion PET-Food Trays (Multi) und PET-Mono Food Trays die größten Anteile an relevanten Verpackungen darstellen. D.h. es ist

eine Abnahme des Anteils an Trays und eine Zunahme des Anteils an Flaschen (in Gewichtsprozent) beim Wechsel vom Input zur Output Fraktion zu beobachten.

Der Anteil an Getränkeflaschen in der PET Rigid Output-Fraktion liegt bei 9,2 %. Da für die Getränkeflaschen eigene Sortierströme automatisch blaue, grüne und klare Getränkeflaschen aussortieren, sollten eigentlich möglichst keine Getränkeflaschen mehr in der Output-Fraktion landen, mit Ausnahme von Getränkeflaschen anderer Farben wie beispielsweise schwarz und weiß. Trotz signifikanter Abnahme dieser Zahl ist der Anteil an Getränkeflaschen noch immer als zu hoch zu bewerten und diese sollten bereits davor aussortiert werden.

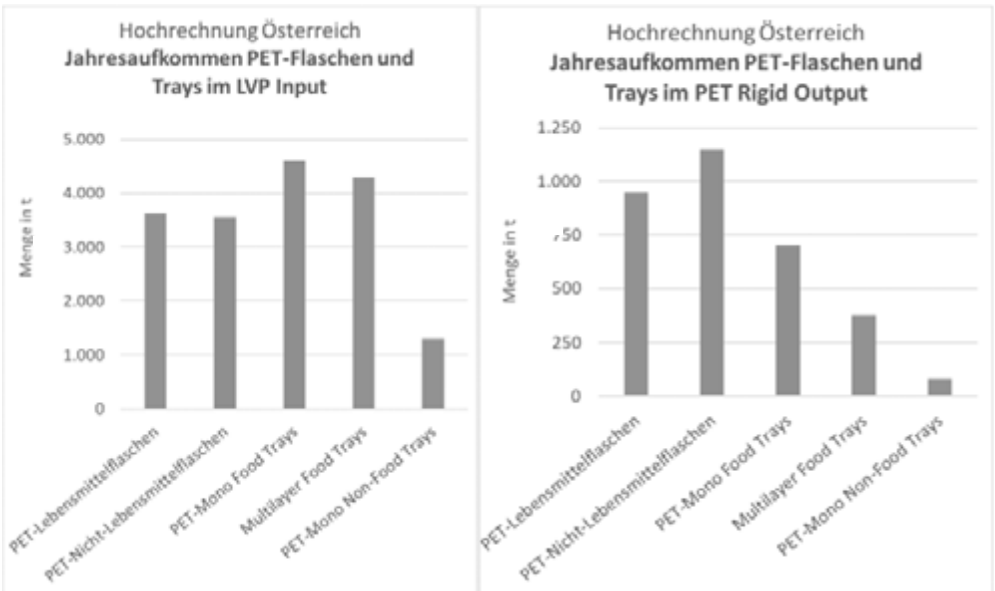


Abb. 1: Vergleich PET-Flaschen & Trays im Inputstrom vs. PET Rigid Output

Hochgerechnet auf den österreichischen Markt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass im LVP-Materialstrom Jahresmengen von 3,5 kt PET-Nicht-Lebensmittelflaschen sowie 3,6 kt PET-Lebensmittelflaschen (exkl. Getränkeflaschen) vorkommen, sowie 4,6 kt PET-Mono Food Trays. Zudem gibt es weitere 5,6 kt PET-Trays im LVP Input-Strom, davon 4,3 kt Multi Food Trays und 1,3 kt PET-Mono Non-Food Trays. In der PET Rigid Output-Fraktion sind jährlich etwa 1,2 kt PET-Nicht-Lebensmittelflaschen und 0,95 kt PET-Lebensmittelflaschen (exkl. Getränkeflaschen) enthalten. Weiters sind 0,7 kt PET-Mono Food Trays enthalten sowie 0,4 kt Multi Food Trays und 0,08 kt PET-Mono Non-Food Trays. Bezugswert der Hochrechnung ist das Jahresaufkommen von 156 kt an Leichtverpackungen in Österreich (Stand 2019). Grundlage der Berechnung der Anteilswerte an der Output-Fraktion ist die geschätzte jährliche Outputmenge von 4 kt der sortierten PET Rigid Fraktion (Quelle: ARA) (Hinweis: Alle %-Angaben sind Gewichtsprozent).

3.2 Sortierversuche im Technikumsmaßstab

Da in der Praxis die Trennung nach Form und Lebensmitteltauglichkeit (food grade/non-food grade) in bestehenden Sortieranlagen z. T. noch nicht etabliert bzw. technisch noch nicht gelöst ist und/oder mangelnde Recyclingfähigkeit der Verpackungen eine effiziente Sortierung behindern, werden im Rahmen des Projektes weitere Sortierversuche vorerst im Technikumsmaßstab durchgeführt, wo mit geringeren Durchsatzmengen als im Industriemaßstab gearbeitet werden kann.

In einem ersten Schritt wurden Spektren der Use-Cases bei Tomra Sorting Solutions im Testcenter Mühlheim-Kärlich, Deutschland, aufgenommen, um die Detektierbarkeit der Verpackungen

mittels AUTOSORT® NIR Detektion vorab zu testen. Die Proben wurden in eine Verpackungsdatenbank aufgenommen und klassifiziert.

Abb. 2: Klassifizierung einer Tray-Probe mittels AUTOSORT® 4 bei Tomra Sorting Solutions Testcenter, Deutschland

PET-Flaschenkörper ohne Etiketten werden zur Gänze als PET detektiert, die Verschlusskappen überwiegend als PP. Flaschen mit Etiketten werden teilweise als PET-Multilayer und teilweise als PET-Mono oder PP-Verpackung detektiert. PET-Becher ohne Etiketten werden vollständig als PET detektiert, PET-Becher mit Papieretiketten großteils als Papier. PET-Trays werden mit oder ohne Etiketten meist als PET detektiert. Die Etiketten werden meist als PET-Multilayer, PP, PS oder Papier detektiert oder werden von der Datenbank nicht erkannt.

In einem nächsten Schritt wurden 1,5 Tonnen (34 Big Bags) an Output-Fraktion (PET Rigid) nach Deutschland zum Testcenter von Tomra Sorting Solutions verfrachtet, um PET-Monolayer Trays und PET-Monolayer Flaschen mit dem AUTOSORT® Testsystem aus dem Probematerial auszusortieren. Das Testsystem ist unter anderem mit einer NIR-Einheit mit spezieller Sharp-Eye Technologie ausgestattet, die die Unterscheidung zwischen Mono- und Multilayer Trays sowie Flaschen ermöglicht. Eine LOD-Einheit (Laser Object Detection) hilft bei der Detektion von rußgeschwärzten Verpackungen.

Abb. 3: Sortierversuch im Technikumsmaßstab bei Tomra Sorting Testcenter: Hauptversuch, Stufe 1: Ausschleusen von PET-Monolayer Trays (c TOMRA)

Nach einem ersten Pre-Test und einer Adaption der Systemeinstellungen wurde der Haupttest durchgeführt, wobei zuerst PET-Mono Trays positiv aussortiert wurden und in einem nächsten Schritt PET-Flaschen. Gute Ergebnisse konnten bei der Aussortierung von PET-Mono Trays erreicht werden, mit einer Reinheit der aussortierten Fraktion von 95,5 % und einer Ausbringungsrate von über 85 %. Probleme gibt es vor allem im Bereich der Vollkörperetiketten. Das betrifft neben Milch und Limonaden auch Flaschen im Non-Food Bereich (v.a. Wasch- und Putzmittel). Vereinzelte Probleme gab es auch bei der Erkennung von Verpackungen mit schwarzer Farbe (Tennisballverpackung, Lebensmittel Tray) oder metallisiertem Design (Pralinen Tray), welche

mengenmäßig jedoch eher unterrepräsentiert sind. Vereinzelt landeten große flachgedrückte Flaschen (Pods, Öle > 10 l) in der Output-Fraktion. Gründe dafür könnten Gewicht (zu schwer für Ausschuss mit Düsen) oder die schalenähnliche Form (LOD) sein.

Zusammenfassend kann abgeleitet werden, dass die Aussortierung von Mono Trays kein Problem darstellt, jedoch für die Unterscheidung zwischen Mono- und Multilayer eine Anpassung der Prozessparameter und Maschineneinstellungen bei einem Folgeversuch notwendig ist. Die Aussortierung der Flaschen-Fraktion kann mit ausreichender Reinheit durchgeführt werden.

3.3 Analytik und Recyclingversuche im Labormaßstab

In einem **ersten Laborversuch** wurden PET Lebensmittel Trays aus der händischen Sortierung verarbeitet und analysiert. Während der Verarbeitung kam es zu einer starken braunen Materialverfärbung, wobei die Ursache nicht genau lokalisiert werden konnte.
Zur weiteren Abklärung wurden Versuchsreihen zu Verunreinigungen durch PVC, PA und Salz durchgeführt. Die Versuche zeigten, dass bereits geringe Mengen von PA zu einer Materialverfärbung führen. Mit steigendem PVC-Anteil nimmt die Verfärbung zu und es konnte eine Verschiebung der thermischen Eigenschaften festgestellt werden. PVC lässt sich mittels Röntgenfluoreszenz nachweisen, wobei auch Rückstände von Salz zu einer Detektion von Chlor führen können.
Die Reinigung der Verpackungen fand in einer handelsüblichen Waschmaschine mit Waschmittel bei 60°C statt. Bei dieser Art der Wäsche haben sich Etiketten- und Kleberrückstände nicht vollständig abgelöst. Auch im Rahmen eines Vorversuchs mit NaOH bei 60°C konnten die Rückstände nicht vollständig entfernt werden. Aufgrund dessen wurden Versuche zu Verunreinigungen durch Etiketten- und Kleberrückständen sowie Druckfarben durchgeführt, wodurch gezeigt wurde, dass Etiketten- und Kleberrückstände zu starken Verfärbungseffekten des Recyclingmaterials führen. Druckfarben konnten teilweise in der Wäsche abgelöst werden bzw. kam es zu einer partikelförmigen Verschmutzung, nicht zu Verfärbungen.
Anhand von Proben ohne Etiketten- / Kleberrückständen oder Druckfarben konnte nachgewiesen werden, dass PET ohne Verfärbungen recycelt werden kann.

Bei einem **zweiten Laborversuch** wurden Non-Food Flaschen in einer Waschmaschine gewaschen und nachsortiert, um Etiketten- und Kleberrückstände zu entfernen. Anschließend wurde die Probe zu Flakes geschreddert, z. T. mit der Schwimm-Sink-Trennung von Polyolefinen abgetrennt, compoundiert und zu spritzgegossenen Universalprüfkörpern verarbeitet. Folien wurden an einer Flachfolienanlage extrudiert. Bei Zugversuchen und Kerbschlagzähigkeitsversuchen der spritzgegossenen Prüfkörper konnten keine signifikanten Unterschiede der maximalen Kennwerte zwischen Neuware und rezyklierten PET (rPET) festgestellt werden. Bei Folien-Zugversuchen nimmt die Zugfestigkeit mit tendenziell sinkender Materialqualität ab. Bei Infrarotspektroskopie und DSC-Analyse sind keine Hinweise auf Fremdmaterialien aufgetreten. Der IV-Wert wird bei rPET mit jedem Verarbeitungsprozess etwas niedriger, wobei nur geringe Unterschiede mit bzw. ohne Kleber- und Etikettenrückständen festzustellen sind. Bei einer Farb- und Glanzanalyse wurde festgestellt, dass die Helligkeit bei Folien ohne Kleber- und Etikettenrückstände nur um 7 % geringer ist als bei Neuware, während die Folie mit Kleber- und Etikettenrückständen eine ca. 37 % geringere Helligkeit als Neuware zeigt. Die Gelbfärbung bei Folien ohne Kleber- und Etikettenrückstände ist um ca. 34 % geringer als bei Folien mit Etiketten- und Kleberrückständen, dennoch ca. 4-fach höher als bei Neuware. Die Opazität (Lichtundurchlässigkeit) bei Folien ohne Kleber- und Etikettenrückständen ist um ca. 18 % höher als bei Neuware, aber um 67 % geringer als bei Folie mit Kleber- und Etikettenrückständen. Verfärbungen bei Temperaturversuchen im Ofen sind bei PET-Materialien mit Kleber- und Etikettenrückständen deutlich stärker. Zusammenfassend lässt sich ableiten, dass vergleichbare Eigenschaften zwischen rPET mit und ohne Kleber- und Etikettenrückstände auftreten und gute Ergebnisse im Vergleich zu PET-Neuware erzielt werden konnten. Starke Verfärbungen gab es wiederum durch Kleber- und Etikettenrückstände.

3.4 Aktuelle Entwicklungen im Projekt

In einem weiteren Sortierversuch auf Technikumsebene im September 2022 werden die Einflüsse von Full-Body-Sleeves auf die Detektierbarkeit von PET-Hohlkörpern (Non-Food) untersucht. Dabei werden die Verpackungen vorab analysiert, um den Einfluss der verschiedenen Eigenschaften (Farbe, Sleeve-Dicke, etc.) auf die Detektierbarkeit zu testen.

Im Labormaßstab werden weitere analytische Untersuchungen und Recyclingversuche für die Food-Eignung sowie weitere Wasch- & Röstversuche durchgeführt. Bereits gestartet haben die Vorbereitungen für einen Recyclingversuch im Technikumsmaßstab: Food und Non-Food PET wird zum Wiedereinsatz im Food bzw. Non-Food Bereich in Zusammenarbeit mit den Unternehmen Hackl, Starlinger und Steinbeis rezykliert: Von der Zerkleinerung und Waschung, über Dekontamination und Analyse der Flakemuster bis zur Herstellung von Folien am Laborextruder. Zudem werden analog Laboranalysen wie mechanische und optische Prüfverfahren sowie eine Migrations- und Sicherheitsbewertung durchgeführt.

4 ÖKOBILANZ

Die grundsätzliche Frage hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen der untersuchten Szenarien ist, ob ein geschlossener Kreislauf bei PET-Mono Verpackungen für den Lebensmittelbereich und bei Flaschen für den Nicht-Lebensmittelbereich zu geringeren Umweltauswirkungen führt als die Primärproduktion. Zielkonflikte sind dabei beispielsweise, dass im Fall von PET durch die größere Dichte und den geringeren Heizwert auch teilweise größere Umweltwirkungen resultieren können als bei anderen Kunststoffen.

Um derartigen Fragen nachzugehen, werden auf Basis der oben angeführten praktischen Ergebnisse Recyclingprozesse und -kreisläufe modelliert und einige Szenarien mittels der Methode der Ökobilanz hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen verglichen:

- Geschlossene Kreisläufe für alle Use-Cases (Recyclingströme) vs. Downcycling: Auswirkung bei weiteren Materialströmen auf die Umweltwirkungen.
- Vollständige Nutzung aller PET-Getränkeflaschen für die Neuproduktion von Getränkeflaschen.
- Vollständige thermische Verwertung der Kunststoffe.

Da es sich zum Zeitpunkt der Drucklegung des Konferenzbandes, wie bereits in der Kurzfassung erwähnt, um Work in Progress handelt, können die endgültigen Ergebnisse erst im Rahmen des Konferenzbeitrages präsentiert werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es im Bereich der automatischen Sortierung unterschiedlicher PET-Fraktionen bzw. Verpackungen vor allem im Bereich von Multilayer Verpackungen noch viel Optimierungspotenzial besteht, was jedoch auf Seiten der Betreiber von Sortier- und Recyclinganlagen mit sehr hohem Untersuchungsaufwand verbunden ist. Der Einfluss von Kontaminanten wie Kleber- und Etikettenrückstände auf die physikalischen Eigenschaften von Recyclingkunststoffen aus PET kann mittlerweile gut eingeordnet werden. Hinsichtlich der ökologischen Bewertung der auf diesen Erkenntnissen basierenden adaptierten Sortier- und Recyclingprozesse muss an dieser Stelle auf den Konferenzvortrag verwiesen werden.

Bio-based FRP composites and their circularity potential: Options for environmental assessment

U. Kirschnick[1], H. Kern[2] & R. Schledjewski[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Processing of Composites Group, Leoben, Austria
[2)] R&D Consulting GmbH & Co KG, Klagenfurt, Austria

ABSTRACT: Bio-based fiber reinforced polymer composites are an emerging field of interest under the sustainability paradigm. The QB3R project investigates several aspects, such as vitrimer resin development, composite manufacturing, repair, and recycling prospects. This paper presents different options to analyze the environmental benefits associated with bio-based materials and their circularity via Life Cycle Assessment. These approaches are evaluated in regards to scientific and project relevance, as well as feasibility and data requirements. Most interesting and feasible are the assessment of the bio-based system, a comparison of different processing technologies, and the repair to prolong component lifetime. Potential environmental benefits of the latter depend primarily on efforts needed to repair and the prolonged lifetime of the composite. Pursuing three approaches allows investigating specific aspects and simultaneously creating a bigger picture of the environmental performance of the developing field of bio-based FRP composites.

1 INTRODUCTION AND THE QB3R PROJECT

The usage of bio-based materials to substitute fossil resource-based ones, as well as circular economy principles, are gaining importance under the sustainability paradigm (Ramesh 2019). Complex bio-based materials, such as natural fiber reinforced polymer (NFRP) composites, require an environmental life cycle assessment (LCA) to critically assess and verify the anticipated ecological benefit associated with the usage of renewable materials and their recyclability prospects (Andrew & Dhakal 2022). LCA can serve to identify hotspots and optimization measures within the value chain concerning raw material sourcing, transportation, and adaptation of manufacturing processes. Other important roles in the ecological performance evaluation of NFRP composites are the consideration of substitution potentials of the bio-based materials in respective industries and repair and recycling prospects (Zhao et al. 2022).
The QB3R project (Quality controlled high performance components consisting of 100% bio-based resins with high potential for repair and recycling) investigates multiple of these aspects by i) developing a 100% bio-based material system consisting of fibers, resin, and hardener, ii) analyzing different manufacturing techniques to process the develop system, iii) demonstrating the usability in mechanically advanced applications through the manufacturing of a sledge demonstrator, iv) analyzing the vitrimer feature of the bio-based system, v) verifying this function through integrated sensors for structural health monitoring, vi) exploiting repair options through matrix re-linking making use of the vitrimer function and through re-infiltration, and vii) investigating the mechanical recycling potential and material re-use in the demonstrator component.
This research presents different LCA approaches to evaluate the environmental performance of the project. The design of an LCA is specified in the goal and scope definition as the first methodological step to deciding on system boundaries and functional unit (FU), which provides a qualitative and quantitative description of the product or service in scope (Laurent et al. 2014). The different LCA approaches are analyzed in terms of scientific relevance, significance to overall project results, feasibility, and data requirements.

2 RESULTS

The identified and analyzed options for environmental impact assessment and their corresponding life cycle activities are visible in Fig. 1 and comprise approaches to investigate the bio-based materials, composite manufacturing, and circularity potential as primary research interests. The

bio-based focus can be subdivided into potential approaches to analyze the bio-based system to identify hotspots in the material value chain (System), to compare the bio-based system with a reference conventional one (Comparison), and to benchmark and determine the substitution potential of the demonstrator component for the specific field of application in sports and leisure industry (Demonstrator). While these three approaches focus on the bio-based system itself, the demonstrator component includes activities from the composite manufacturing process (extends systems boundaries to the NFRP composite stage). In contrast, composite manufacturing focuses on different processing techniques to identify Pareto-optimal situations linking processability, component quality, and environmental performance (Processing). The circularity potential can be subdivided into three specific topics: evaluation of repair options and their prospects to prolong service life (Repair), quantification of effects of recycling on the environmental performance including substitution potentials of the recycled fractions (Substitution), and comparison of different end-of-life treatment (EoL) options, such as recycling, incineration, and the landfill (Treatment).

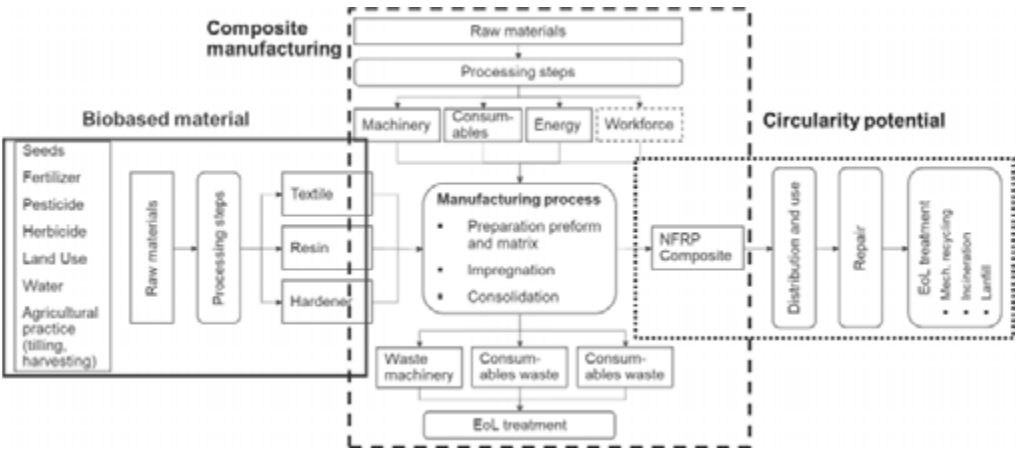


Fig. 1: Flow chart and possible system boundaries for LCA of bio-based FRP composites

2.1 Evaluation of options

Table 1 depicts the results of the evaluation of LCA approaches considering scientific relevance (based on previous research), relevance for the QB3R project, feasibility within the project, and data requirements. The latter refers to the amount and the source, whether data are available within the project (internally) or require the cooperation of external partners.

Tab. 1: Evaluation of different approaches within the QB3R project

	Scientific relevance LCA	Project relevance	Feasibility	Data required
System	High	High	High	Medium
	Fully bio-based	*Project focus*	*Matrix synthesis*	*Partly internal*
Comparison	Medium	Medium	Medium	High
	Few studies	*Secondary focus*	*Reference*	*Mostly external*
Demonstrator	High	High	Medium	Medium
	Application	*Sports industry*	*Use phase*	*Partly internal*
Processing	High	High	High	Low
	Little research	*Processability*	*Resources exist*	*Internal*
Repair	High	High	Medium	Medium
	No LCA studies	*Virtimer function*	*Uncertainty*	*Partly internal*
Substitution	Medium	Medium	Low	Medium
	Practicability	*No closed loop*	*Within project*	*Partly internal*
Treatment	High	Low	Low	High
	Circularity	*Not focus*	*Within project*	*Mostly external*

The results show that System, Demonstrator, Processing, and Repair are the most interesting and feasible options to assess the environmental performance of bio-based FRP composites and their circularity potential within the QB3R project. There are few studies to compare different natural fibers to conventional ones (e.g. glass and carbon fibres) (Dittenber & GangaRao 2012) but few LCA studies on novel fully bio-based systems. An in-depth analysis of the material and its suitability for industrial application in sports and leisure equipment is capturing the impact of the project and underlines its upscaling potential for future applications. On the other hand, these study designs encounter difficulties in terms of determining an appropriate FU to represent the multi-functionality of the developed system and inclusion of the use phase, which requires the assessment of material performance over a longer time. Another challenge is data collection, which requires the involvement of different actors along the value chain. LCA studies on the processing of NFRP composites are scarce, although impacts from pro-cessing have a potentially high contribution to the overall impact. The advantage of this approach is the feasibility due to opportunities for primary inventory data creation with available resources. The LCA approaches to determining environmental benefits of repair and recycling are both relevant and important from a scientific and project point of view to underline the entire material and circular economy concept. Especially the repair option to prolong the lifetime is a novel field of research in NFRP composites, which is afflicted with uncertainty concerning the time that the life can be expanded. Challenges in the evaluation of the recycling concept and the comparison of different EoL treatments arise in terms of feasibility. In order to achieve recycling in the sense of closing material loops, several steps and functions along the recycling value chain need to be considered, which is out of the scope of the QB3R project due to complexity in system configurations, and experimental setup and data needed.

2.2 Repair of bio-based FRP composites

The EoL phase cannot only influence overall life cycle impacts but is important concerning the increasing usage of biocomposites (Beigbeder et al. 2019). The primary choice of waste treatment is preparing for reuse (European Commission 2008). Whether repairing is environmentally beneficial depends principally on the associated environmental impacts with efforts needed to repair the composite (ΔI), and the time that the repair measure helps to prolong the composites life in comparison to the overall lifespan of the bio-based composite (Δt). To illustrate these two parameters, figure 2 depicts a schematic, potential development of overall life cycle emissions of a bio-based composite with an EoL treatment not further specified (such as recycling, incineration, or landfill) or with two different repair options.

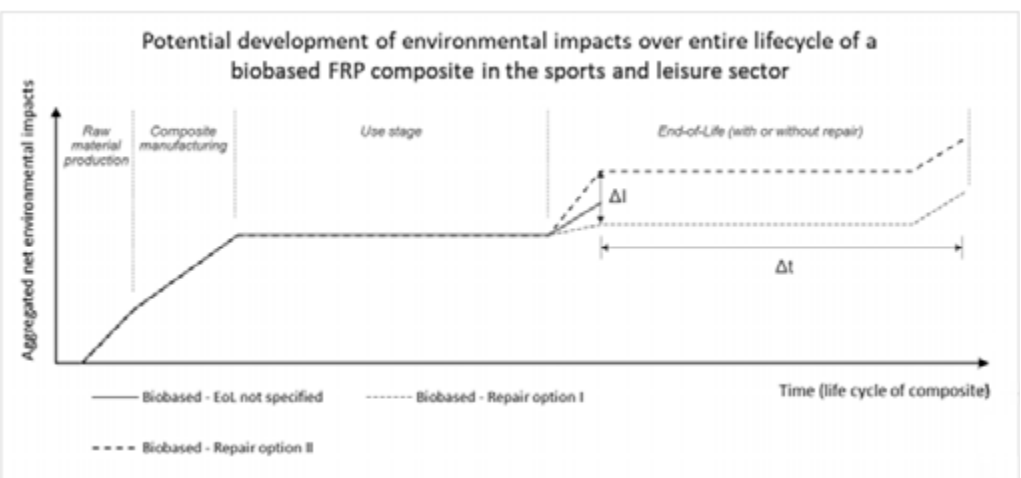


Fig. 2: Potential development of environmental impacts over the entire lifecycle of a bio-based FRP composite in the sports and leisure sector

Although this discussion aims to emphasize repair, the EoL impacts considered in the baseline can vary greatly depending on the treatment option and specification chosen. Next to differences in processing steps (e.g. waste collection and sorting) also systematic choices can play an important role. For example, the impacts associated with incineration as EoL treatment depend on whether energy is recovered, to what extent the NFRP composite is (considered) a renewable, biogenic fuel, and the type and amount of energy being substituted.

3 CONCLUSION

In conclusion, using bio-based materials in FRP composites and extending their life through repair can potentially improve the environmental performance of the FRP composite sector and its respective fields of application. LCA is a suitable and useful method to quantify this environmental performance. While there are many different interesting and worthwhile aspects to be analyzed, the QB3R project will pursue the following three different LCA approaches to capture the most relevant and feasible impacts of the project:

- Material system analysis (including demonstrator component),
- processing options, and
- repair opportunities to prolong component lifetime.

This three-pronged approach allows to investigate specific aspects in depth while at the same time creating a bigger picture of environmental impacts associated with the developing field of bio-based FRP composites.

4 ACKNOWLEDGEMENT

The authors kindly acknowledge the financial support through project QB3R (project no. FO999889818) provided by the Austrian Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology within the frame of the FTI initiative “Kreislaufwirtschaft 2021”, which is administered by the Austria Research Promotion Agency (FFG). Furthermore, we like to acknowledge the helpful support of our project partners: bto-epoxy GmbH, Kästle GmbH, Kompetenzzentrum Holz GmbH, and the Institute of Material Science and Testing of Polymers at Montanuniversität Leoben.

REFERENCES

Andrew, J., & Dhakal, H. (2022). Sustainable biobased composites for advanced applications: recent trends and future opportunities – A critical review. Composites Part C: Open Access.

Beigbeder, J., Soccalingame, L., Perrin, D., Bénézet, J.-C., & Bergeret, A. (2019). How to manage biocomposites wastes end of life? A life cycle assessment approach (LCA) focused on polypropylene (PP)/wood flour and polylactic acid (PLA)/flax fibres biocomposites. Waste management (New York, N.Y.), 184-193.

Dittenber, D., & GangaRao, H. (2012). Critical review of recent publications on use of natural composites in infrastructure. Composites Part A: Applied Science and Manufacturing, 1419–1429.

European Commission. (2008). DIRECTIVE 2008/98/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 19 November 2008 Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 . European Commission.

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., . . . Hauschild, M. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems--part II: methodological guidance for a better practice. Waste management (New York, N.Y.), 589-606.

Ramesh, M. (2019). Flax (Linum usitatissimum L.) fibre reinforced polymer composite materials: A review on preparation, properties and prospects. Progress in Materials Science, 109–166.

Zhao, X., Copenhaver, L., Korey, M., Gardner, D., Li, K., Lamm, M., . . . Ozcan, S. (2022). Recycling of natural fiber composites: Challenges and opportunities. Resources, Conservation and Recycling.

Recycling von Lithium-Ionen-Batterien – Klimaschutz, Ressourcenschonung und wirtschaftliche Effekte

I. Meyer[1] & M. Sommer[1]
[1)] Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung – WIFO, Forschungsbereich Umwelt, Landwirtschaft, Energie, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Transformation zu einer CO_2-armen Wirtschaft treibt die Nachfrage nach Batteriespeichersystemen und batteriebetriebenen Fahrzeugen. Dies führt weltweit zu einem deutlichen Anstieg der Nachfrage nach kritischen Funktionsmaterialien. Aus der begrenzten Lebensdauer von Energiespeichern folgt ein wachsendes Aufkommen an End-of-Life-Lithium-Ionen-Batterien (EoL-LIB) von bis zu 144.000 t pro Jahr, das entsprechend entsorgt werden müsste. Der vorliegende Beitrag analysiert exemplarisch die ökonomischen Auswirkungen der Sammlung, Behandlung und des Recyclings von EoL-LIB für Österreich unter Berücksichtigung unterschiedlicher Preisszenarien für die gewonnenen Sekundärrohsttoffe. Der gesamtwirtschaftliche Effekt ist in allen untersuchten Preisszenarien positiv. Das Recycling von LIB trägt zu öffentlichen Gütern wie Klimaschutz und Rohstoffsicherheit bei.

1 DEKARBONISIERUNG UND ROHSTOFFBEDARF

Das globale Energiesystem befindet sich inmitten eines umfassenden Übergangs zu sauberer, erneuerbarer Energie. Die Bemühungen einer ständig wachsenden Zahl von Ländern und Unternehmen, ihre Treibhausgasemissionen bis zur Mitte des Jahrhunderts auf null zu reduzieren, erfordern neben Energieeffizienz- und Energiesparmaßnahmen den massiven Einsatz von erneuerbaren Energietechnologien, wie Windenergie, Photovoltaik, Elektromobilität und Energiespeichersysteme, von denen viele auf eine breite Palette von Rohstoffen, wie Kupfer, Lithium, Nickel, Kobalt und Seltene Erden, angewiesen sind. Für die Leistung, Langlebigkeit und Energiedichte von Batterien u.a. für die Elektromobilität sind Lithium, Nickel, Kobalt, Mangan und Graphit entscheidend. So treiben die weltweiten Anstrengungen im Klimaschutz die Nachfrage nach diesen Rohstoffen, die auch für andere Schlüsseltechnologien, wie die Digitalisierung, benötigt werden. Der Sonderbericht des World Energy Outlook "The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transition“ identifiziert bereits heute Risiken im Bereich der Wertschöpfungsketten wichtiger Mineralien und Metalle, die - wenn sie nicht antizipiert und behandelt werden - den globalen Fortschritt auf dem Weg zu einer sauberen Energiezukunft verlangsamen oder verteuern und damit die internationalen Anstrengungen zur Bekämpfung des Klimawandels behindern. Während die Länder ihre Bemühungen zur Emissionsreduzierung beschleunigen, müssen sie ebenfalls dafür sorgen, dass ihre Energiesysteme widerstandsfähig und sicher bleiben, um wirtschaftliche Verwerfungen zu verhindern (IEA 2022). Die gegenwärtigen Versorgungs- und Investitionspläne für viele kritische Mineralien fielen nach Berechnungen der Internationalen Energieagentur jedoch weit hinter dem zurück, was benötigt werde, um eine beschleunigte Einführung von Solarzellen, Windturbinen und Elektrofahrzeugen zu gewährleisten.
Viele Mineralien stammen von einer kleinen Anzahl von Produzenten. Bei Lithium, Kobalt und den Seltenen Erden zum Beispiel kontrollieren die drei weltweit führenden Produzenten weit über drei Viertel der weltweiten Produktion. Diese hohe geografische Konzentration, die langen Vorlaufzeiten für die Inbetriebnahme neuer Minenprojekte, die abnehmende Qualität der Ressourcen in einigen Gebieten, sowie verschiedene ökologische und soziale Auswirkungen geben dringenden Anlass zu Überlegungen, wie eine zuverlässige und dauerhafte Versorgung mit Mineralien zur Unterstützung der Energiewende sichergestellt werden kann.
Gegenwärtig reagieren die Märkte mit anziehenden Rohstoffpreisen. Der Preis für Lithium etwa hat sich seit Jahresbeginn verdoppelt (Witsch et al. 2022). Die deutlich gestiegenen Weltmarktpreise für Rohstoffe und Vorleistungsgüter stellen einen negativen Terms-of-Trade-Schock dar, welcher den österreichischen und europäischen Preisauftrieb prägt und die realen Haushaltseinkommen belastet (Glocker & Schiman 2022). Der russische Angriffskrieg auf die Ukraine sowie

die Nachwirkungen der Covid-19 Pandemie sorgen zudem für anhaltend gestörte Lieferketten und Verwerfungen auf den Rohstoffmärkten. So ist die Resilienz der Lieferketten für jene Mineralien und Ausgangsstoffe, die in der Herstellung von erneuerbaren Energietechnologien wie Batterien benötigt werden, in vielen Ländern zu einer wirtschaftsstrategischen Angelegenheit geworden (Nakano 2021, Europäische Kommission 2020).
Vor diesem Hintergrund müssen infolgedessen frühzeitig Maßnahmen ergriffen werden, um die knappen und wertvollen Materialien für erneuerbare Energietechnologien wie für Lithium-Ionen-Batterien (LIB) in einer kreislauforientierten Wirtschaft zu halten. Durch die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Abfallströmen entlastet das Recycling die Versorgung mit Primärrohstoffen. Die Herstellung von Sekundärrohstoffen, insbesondere von Metallen durch Recycling, erfordert häufig weniger als halb so viel Energie und erzeugt damit auch deutlich geringere CO2-Emissionen als die Produktion von Primärrohstoffen (IEA 2022). Die IEA (2022) schätzt, dass bis 2040 die recycelten Mengen an Kupfer, Lithium, Nickel und Kobalt aus Altbatterien den kombinierten Primärbedarf an diesen Mineralien um etwa 10 % senken könnten. Dabei können insbesondere jene Regionen wirtschaftlich profitieren, die einen hohen Rücklauf an End-of-Life (EoL)-Batterien zu verzeichnen haben. Der Aufbau einer Wertschöpfungskette für das Recycling von EoL-LIB erfordert fundierte Entscheidungen hinsichtlich Recycling und Re-Use, des Technologiemix, des Systemaufbaus und des wirtschaftspolitischen Rahmens.
Der vorliegende Beitrag basiert auf der Studie von Beigl et al. (2021) und beschäftigt sich mit den ökonomischen Aspekten des Recyclings von LIB im Kontext von Klimaschutz und Ressourceneffizienz in Österreich. Auf der Grundlage eines CO_2-armen Energieszenarios der österreichischen Wirtschaft werden die ökonomischen Effekte analysiert, die mit Investitionen in Recyclinganlagen für LIB und dem Betrieb solcher Anlagen in Österreich verbunden sein können (Meyer & Sommer 2021).

2 MENGENABSCHÄTZUNG DER EOL-LIB RÜCKFLÜSSE

Die Unsicherheit über den zukünftigen Rückfluss von EoL-LIB aus der Elektromobilität in die österreichische Abfallwirtschaft erschwert die Beantwortung der Frage, ob und wann in Österreich eine Recyclinganlage für LIB wirtschaftlich betrieben und welche ökonomischen Effekte generiert werden könnten. Um dieser Frage nachzugehen, wurde eine Projektion des EoL-LIB Rückflusses auf der Basis eines Dekarbonisierungsszenarios für die österreichische Wirtschaft vorgenommen. Das Transition-Szenario (Umweltbundesamt, 2017, Meyer et al. 2020) ist ein Energieszenario für Österreich, das den Zeitraum 2015/2050 umfasst. Es beschreibt eine mögliche Entwicklung der österreichischen Wirtschaft hin zur Klimaneutralität. Es bildet Energieeffizienzmaßnahmen sowie den Übergang zu erneuerbaren Energiesystemen in den energieverbrauchenden Sektoren ab. Im Verkehrsbereich wurde ein Schwerpunkt auf die Elektromobilität gelegt. Unterschiedliche preisliche und planungsrelevante Maßnahmen bewirken im Zeitverlauf eine Verschiebung im Modal-Split hin zu energieeffizienteren Verkehrsmodi, so dass sowohl der private Auto- und motorisierte Zweiradbestand (-1 Mio. Fahrzeuge in 2040) als auch die zurückgelegten Personenkilometer gegenüber dem Referenzszenario zurück gehen. Für die Projektion des LIB-Aufkommens wurde das Transition-Szenario an die Klimaschutzziele des aktuellen österreichischen Regierungsprogrammes (Bundeskanzleramt Österreich, 2020) angepasst und zeitlich auf das Jahr 2040 komprimiert. Es wurde also unterstellt, dass die heimische Fahrzeugflotte bereits 2040 und nicht erst 2050 vollständig elektrifiziert ist.
Die jährliche Bestandsveränderung der Fahrzeugflotte unter Berücksichtigung eines Austausches der Altbestände bildete die Berechnungsgrundlage für die Ermittlung der jährlich in Umlauf gebrachten Menge an LIB. Außerdem wurden für die jeweiligen Anwendungsfelder LIB-Stückgewichte festgelegt. Für die Nutzungs- und Lebensdauer der Batterien wurden Verteilungskurven angenommen. Weiters wurde unterstellt, dass die Batterie während eines Produktlebens 1,1-mal ausgetauscht werden muss (bei leichten Nutzfahrzeugen 1,5-mal und bei schweren Nutzfahrzeugen 1,75-mal). Da die Zahl der Elektrofahrzeuge zwischen 2020 und 2040 annahmegemäß kräftig zunehmen wird, steigt auch das Aufkommen an EoL-LIB exponentiell an.

Tab. 1: Aufkommen von EoL-LIB unter verschiedenen Annahmen zu grenzüberschreitendem Handel und Re-Use für das Jahr 2040

	Szenario High [t]	Szenario Low [t]
EoL-LIB	195 000	195 000
Verluste/Exporte	-51 000	-66 000
Sammelmenge	144 000	129 000
Wiederverwertung (Re-Use)	-21 000	-9 000
Sammelmenge nach Re-Use	123 000	120 000
Nettoimport	11 000	0
Verfügbar für Recycling	**134 000**	**120 000**

Q: Beigl et al. (2021), WIFO-Berechnungen

Das erwartete Aufkommen schwankt je nach den Annahmen zur Wiederverwendung (Re-Use) und zum Außenhandel mit gebrauchten E-Fahrzeugen, die einen Abfluss von EoL-LIB zur Folge haben. Im Jahr 2030 liegt das Aufkommen bereits zwischen 20.000 t und 23.000 t. Wird eine Wiederverwendung berücksichtigt, verschiebt sich das Aufkommen etwas in die Zukunft, da das Recycling zu einem späteren Zeitpunkt stattfindet. Unter der Annahme von Importaktivitäten kann das Aufkommen im Jahr 2040 auf 120.000 t bis 134.000 t ansteigen (Tabelle 1). Die Marke von 100.000 t wird 2038 durchbrochen. 2040 werden in Österreich nach dem Transition-Szenario rund 5,2 Mio. batterieelektrisch angetriebene Pkw im Umlauf sein. Der hohe Zuwachs an Elektrofahrzeugen zur Erreichung der Energiewende lässt das Aufkommen an EoL-LIB exponentiell ansteigen. In der gesamtwirtschaftlichen Bewertung (Kapitel 3) wurde das Mengenszenario „High“ analysiert.

3 ÖKONOMISCHE EFFEKTE DES RECYCLINGS VON LITHIUM-IONEN-BATTERIEN

Das Recycling von EoL-LIB wurde vereinfachend als Prozess mit Input- und Output-Größen verstanden. Als Input gehen Altbatterien in den Recyclingprozess. Dieser verursacht Kosten. Als Output stehen Sekundärmaterialien für den Verkauf zur Verfügung, wodurch Erlöse erzielt werden. Tabelle 2 gibt an, welche Produkte u.a. durch die Behandlung von EoL-LIB in der Recyclinganlage entstehen können.

Neben der zu verarbeitenden Menge an EoL-LIB beeinflussen insbesondere die am Weltmarkt erzielbaren Preise für Sekundärrohstoffe die einzelwirtschaftliche Profitabilität von Recyclinganlagen. Für die jeweiligen Endprodukte und Materialien wurden Verkaufspreise für 2020, das Ausgangsjahr der Analyse, festgelegt. Für jene Materialien, für die es eine Preisprognose der Weltbank gibt (World Bank 2021), wurde diese Prognose verwendet, um die Preise bis 2040 fortzuschreiben (nominell). Die Preisentwicklung anderer Materialien wurde angenähert, indem die Weltbank-Prognose für ähnliche Güter herangezogen wurde (z. B. die Preisprognose für Eisenerz zur Fortschreibung des Preises für Stahlschrott). Für alle übrigen Materialien wurde vereinfachend eine konstante Preisentwicklung angenommen. Für diese Rohstoffe wurden im Rahmen der Analyse drei Preisbänder definiert, welche die Bandbreite der möglichen Preisentwicklung darstellen sollen. Das mittlere Preisband orientiert sich an der Weltbank-Prognose bzw. geht für die restlichen Materialien von konstanten Preisen aus. Im oberen bzw. unteren Preisband wird angenommen, dass ein historischer Höchst- bzw. Tiefstpreis im Jahr 2025 erreicht wird. So steigt etwa der Preis von Aluminiumschrott im oberen Preisszenario von 600 € je t im Jahr 2020 bis 2025 auf 930 € je t und verbleibt danach auf diesem Niveau. Diese Preisentwicklung ist nicht notwendigerweise realistisch und dient vielmehr dazu, die Bandbreite möglicher Ergebnisse anhand einer Sensitivitätsanalyse zu ermitteln.

Tab. 2: Rohstoffpreise, Anteile und Ausbeute der durch Recycling von Lithium-Ionen-Batterien anfallenden Sekundärmaterialen

Endprodukt bzw. -material	Preise 2020	Höchstpreis	Tiefstpreis	Anteil je t LIB[1])	Ausbeute[2]) Bis 2025	2030
	€ je t				in %	
Aluminiumschrott[3])	600	930	560	30	95	95
Kupferschrott[3])	3.800	5.430	2.260	11	99	99
Stahlschrott[3])	700	1.080	360	7	97	97
Elektronikschrott[3])	300	300	300	3	60	60
Mangan[4])	1.700	2.300	1.700	6	30	70
Nickel[4])	12.100	32.670	8.420	3	90	95
Lithium[5])	5.400	20.210	5.400	1	35	70
Cobalt[5])	28.900	62.970	23.300	1	90	95
Ungefährlicher Abfall[2])[6])	150			22		
Gefährlicher Abfall[2])[6])	500			10		
Sonstige Stoffe (Sauerstoff)	.	.	.	6		

Q: WIFO, basierend auf Pistoia, Liaw (2018). EMC (Ethylmethylcarbonat), DMC (Diethylcarbonat), EC (Ethylcarbonat) wurden dem gefährlichen Abfall zugeordnet. [1]) Basierend auf Pistoia, Liaw (2018). [2]) Preise lt. Expertenannahmen. [3]) Preise lt. Thies et al. (2018). [4]) Preise lt. World Bank (2021). [5]) tradingeconomics.com (2021a, b). [6]) Preis entspricht den Entsorgungskosten

Zur Abschätzung der gesamtwirtschaftlichen Effekte der Investitionen bzw. des Betriebs von LIB-Recyclinganlagen dient eine traditionelle Input-Output-Analyse mittels einer vereinfachten Version des Modells WIFO.DYNK (Dynamic New Keynesian; Kirchner et al. 2019). Weiters wurde die etwaige Profitabilität der Investition aus betriebswirtschaftlicher Sicht bewertet, indem ein Kapitalwert (Net Present Value, NPV) von Investitionen in definierten Musteranlagen unter Berücksichtigung der drei Preisszenarien berechnet wurde. Die Herangehensweise ist analog zu Thies et al. (2018). Für die Ermittlung des NPV wird der Cash-Flow bis 2040 errechnet, der die Errichtungs- und Betriebskosten, die Erlöse aus dem Verkauf von Materialien und den Wiederverkaufswert der Anlage berücksichtigt (Details in Meyer, Sommer, 2021). Falls eine Investition aus betriebswirtschaftlicher Sicht nicht rentabel ist, wird eine Entsorgungsgebühr von den LIB-Nutzern eingeholt. Diese Zusatzkosten für die Haushalte werden bei der Analyse der ökonomischen Effekte im makroökonomischen Modell mitbewertet. Die makroökonomischen Effekte sind die Summe aus den Investitionen in die Recyclinganlagen und der Güter- und Dienstleistungsnachfrage, die durch deren Betrieb erzeugt wird. Neben direkten Effekten entstehen dabei indirekte Effekte in den vorgelagerten Sektoren, sowie induzierte Effekte durch die ausbezahlten Löhne und Gehälter.

Bezüglich der Profitabilität der Anlagen wurde im oberen und mittleren Preisszenario ein positiver Kapitalwert für die Aktivität bis 2040 ermittelt (bei einem Diskontsatz von 5%). Wenn die Preise das untere Preisband erreichen, wird der Kapitalwert negativ, d. h. die diskontierten Kosten übersteigen die diskontierten Erlöse. Um in diesem Fall den gesamten Kapitalwert aller Anlagen auf null zu erhöhen, müsste eine Entsorgungsgebühr ("Gate Fee") von 0,185 € je kg EoL-LIB, also z. B. 74 € für eine 400 kg schwere LIB, eingehoben werden. 2040, im Jahr mit dem höchsten EoL-LIB-Aufkommen, würden dadurch 25 Mio. € an Entsorgungskosten anfallen, die von den privaten Haushalten zu tragen wären. Das verfügbare Haushaltseinkommen würde sich entsprechend reduzieren, was den Wertschöpfungseffekt der Anlagen dämpft.

Die ermittelten Effekte der Errichtung und des Betriebs von EoL-LIB-Recyclinganlagen in Österreich auf die Wertschöpfung sind in Abbildung 1 dargestellt. Bei einer mittleren Entwicklung der Sekundärrohstoffpreise könnte das LIB-Recycling im Jahr 2040 etwa 220 Mio. € an inländischer Wertschöpfung generieren. Mit der Ausweitung der behandelten EoL-LIB-Menge und der steigenden ökonomischen Aktivität der Recyclinganlagen verstärken sich über die Zeit auch die Wertschöpfungseffekte. Die Entwicklung auf Basis des mittleren Preisszenarios wurde in Abbildung 1 in Balkenform dargestellt, wobei die direkten, indirekten und induzierten Effekte getrennt ausgewiesen wurden. Die Wertschöpfungseffekte, die sich in einem internationalen Umfeld mit niedrigen bzw. hohen Preisen ergeben würden, wurden mittels Linien dargestellt. Der Abstand zwischen dem unteren und dem oberen Preisband zeigt, wie groß die Bandbreite der Effekte bei

gleicher Entwicklung des EoL-LIB-Aufkommens sein kann, und wie stark daher der Einfluss des Weltmarkts ist.

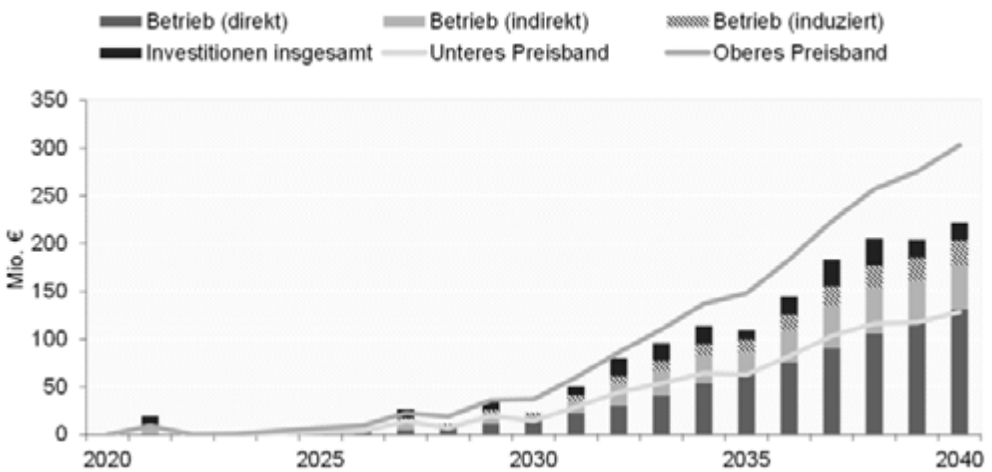


Abb. 1: Wertschöpfungseffekte des Recyclings von LIB, WIFO-Berechnungen

Die hier vorgestellte Methode zur wirtschaftlichen Bewertung von EoL-LIB-Recycling in Österreich unterstellt vier Wirkungskanäle auf die heimische Wertschöpfung: 1.) Investitionen in Recyclinganlagen. Dadurch werden Investitionsgüter nachgefragt, die zum Teil im Inland produziert werden und in Österreich somit Wertschöpfung (und Beschäftigung) erzeugen. 2.) Betrieb der Anlagen. Hierbei werden Güter, Dienstleistungen und Arbeitskraft eingesetzt, um die gewünschten Produkte zu erzeugen, sowie vorgelagerte heimische Güter und Dienstleistungen nachgefragt, wodurch indirekte Effekte entstehen. Die Entlohnung der Beschäftigten in der Recyclinganlage ist nicht nur Teil der direkten Wertschöpfung, sondern auch Grundlage für den induzierten Konsumeffekt, da ein Teil dieser Löhne und Gehälter von den privaten Haushalten für Konsumzwecke verwendet wird. 3.) Erlöse aus dem Verkauf der wiedergewonnenen Materialien. Diese werden annahmegemäß auf dem Weltmarkt veräußert. Da die Materialströme des Anlagenbetriebs gegeben sind, sind die Erlöse von den internationalen Verkaufspreisen abhängig. Die Erlöse werden einerseits für die Deckung der Kosten (Personal, Material) und andererseits für die Rückzahlungen der Investitionskredite (in Höhe der Abschreibungen) aufgewendet. Die Differenz aus Erlösen und Kosten ergibt die Betriebsgewinne. Diese sind Teil der direkten Wertschöpfung und tragen somit direkt zum BIP bei. 4.) Entsorgungsgebühren. Diese werden exogen definiert, wenn der Betrieb von Recyclinganlagen aufgrund der Höhe der Verkaufspreise nicht rentabel ist, und werden von den Fahrzeugbetreibern entrichtet und im Modell vereinfachend den privaten Haushalten zugerechnet. Die Entsorgungsgebühr schmälert das verfügbare Haushaltseinkommen, den Konsum und die damit verbundene gesamtwirtschaftliche Wertschöpfung.
Abschließend ist anzumerken, dass der CO_2-Preis in der Herstellung von energieintensiven Rohstoffen wie z. B. Stahl und Aluminium eine zentrale Rolle spielt. Ein Anstieg des CO_2-Preises, wie er im Transition-Szenario angenommen wurde, kann sich daher positiv auf den potenziellen Verkaufspreis der Recyclingprodukte und somit auf die Profitabilität der Recyclinganlagen auswirken. Allerdings können durch die Verteuerung von CO_2-Emissionen auch zentrale, energieintensive Prozesse des Recyclings teurer werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die anhand des Transition-Szenarios abgeschätzte LIB-Mengenentwicklung deutet darauf hin, dass die Energiewende potenziell einen enormen Bedarf an Energiespeichern hervorbringt. Gedeckt wird dieser Bedarf derzeit und voraussichtlich auch in den nächsten Jahrzehnten durch Lithium-Ionen-Batterien. Dies führt schon jetzt zu einem hohen Rohstoffverbrauch und zu einem hohen Aufkommen an LIB in der Abfallwirtschaft, die behandelt und verwertet werden müssen.

Es ist daher notwendig, den Bestand an Recyclinganlagen in Europa auszubauen. Wie eine Analyse für Österreich zeigt, ist die einzelwirtschaftliche Profitabilität solcher Anlagen bei ausreichender Mengenentwicklung wesentlich von den Weltmarktpreisen für Rohstoffe und Sekundärrohstoffe abhängig. Bei einer ungünstigen Preiskonstellation auf den Rohstoffmärkten lässt sich die Profitabilität durch eine Entsorgungsgebühr gewährleisten. Wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen, wie verpflichtende Recyclingquoten, die im Zuge der Novellierung der EU-Batterierichtlinie (2006/66/EG) in Verhandlung sind, können das Recycling von LIB am Ende ihrer Lebensdauer sicherstellen, schaffen Planungssicherheit für Investoren und unterstützen die Entwicklung innovativer Geschäftsmodelle wie Rücknahmesysteme. Dies erhöht nicht nur die Wertschöpfung, sondern trägt maßgeblich zur Erreichung gesamtgesellschaftlicher Ziele wie Klimaschutz und Rohstoffsicherheit bei.

5 DANKSAGUNG

Dieses Projekt (Beigl et al. 2021) wurde aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen des Programms „Zero Emission Mobility“ durchgeführt.

LITERATUR

Beigl, P., Scherhaufer, S., Part, F., Jandric, A., Salhofer, S., Nigl, T., Altendorfer, M., Rutrecht, B., Pomberger, R., Meyer, I., & Sommer, M. (2021). Entwicklung einer Wertschöpfungskette für das Recycling von Lithium-Ionen-Batterien (LIB) in Österreich. https://www.wifo.ac.at/wwa/pubid/67942.

Bundeskanzleramt Österreich (2020). Aus Verantwortung für Österreich. Regierungsprogramm 2020-2024. https://www.bundeskanzleramt.gv.at/dam/jcr:7b9e6755-2115-440c-b2ec-cbf64a931aa8/RegProgramm-lang.pdf.

Europäische Kommission (2020). A New Industrial Strategy for Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2020) 102 final.

Glocker, C., Schiman, S. (2022). Wirtschaftliche Erholung verliert an Schwung, Prognose für 2022 und 2023, Konjunkturprognose 2/2022. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung-WIFO.

IEA (2022). The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions, World Energy Outlook Special Report, International Energy Agency, Paris, March 2022.

Kirchner, M., Sommer, M., Kratena, K., Kletzan-Slamanig, D., & Kettner-Marx, C. (2019). CO2 taxes, equity and the double dividend – Macroeconomic model simulations for Austria. Energy Policy, 126, 295-314. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.11.030.

Meyer, I., Sommer, M. (2021). Recycling von Lithium-Ionen-Batterien. Ökonomische Effekte im Kontext von Klimaschutz und Ressourcenschonung, WIFO-Monatsberichte 12/2021, 899-909.

Meyer, I., Sommer, M., & Kratena, K. (2020). How to reach Paris: a comprehensive long-term energy-economy scenario for Austria. In Zachariadis, T., Milne, J. E., Andersen, M. S., & Ashiabor, H. (Hrsg.), Economic Instruments for a Low-carbon Future. Critical Issues in Environmental Taxation (Volume XXII, 127-140). Edward Elgar

Nakano, J. (2021). The Geopolitics of Critical Minerals Supply Chains. Center for Strategic & International Studies.

Pistoia, G., & Liaw, B. (2018). Behaviour of Lithium-Ion Batteries in Electric Vehicles: Battery Health, Performance, Safety and Cost. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69950-9

Thies, C., Kieckhäfer, K., Hoyer, C., & Spengler, T. (2018). Economic Assessment of the LithoRec Process. In Kwade, A., & Diekmann, J. (Hrsg.), Recycling of Lithium-Ion Batteries. The LithoRec Way (253-266). Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-70572-9.

Tradingeconomics.com (2021a). Price for Lithium Carbonate. https://tradingeconomics.com/commodity/lithium (abgerufen am 20. 7. 2021).

Tradingeconomics.com (2021b). Price for Cobalt. https://tradingeconomics.com/commodity/cobalt (abgerufen am 21. 7. 2021).

Umweltbundesamt (2017). Energie- und Treibhausgasszenarien im Hinblick auf 2030 und 2050. Synthesebericht 2017. Report REP-0628.

Witsch, K., Blume, J., Busch, A., Menzel, S. (2022). Lithium für Elektroauto-Batterien wird zur Mangelwahre, Handelsblatt, 01.07.2022.

World Bank (2021). Commodity Markets. "Pink Sheet" Data and Commodity Markets Outlook (April 2021). https://www.worldbank.org/en/research/commodity-markets (abgerufen am 1. 5. 2021)

Produzentenverantwortung für Einweg-Kunststoffprodukte

W. Hauer[1]
[1)] Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Langenzersdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Gemäß EU-Richtlinie 2019/904 (EU 2019) haben Produzenten bestimmter Einweg-Kunststoff-Produkte ab dem Jahr 2023 bzw. 2024 die Kosten der Sammlung dieser Produkte in der öffentlichen Abfallsammlung sowie die Kosten von Reinigungsaktionen für achtlos weggeworfene Produkte (Littering) zu tragen. Im gemeinsamen Auftrag von Städtebund, Gemeindebund und den Abfallverbänden war nun zu ermitteln, welche Abfallmengen im öffentlichen Raum aus den betroffenen Produkten anfallen und welche Kosten deren (Ein-)Sammlung und Behandlung verursachen.

1 EINFÜHRUNG

In ganz Europa, somit auch in Österreich, verursachen (unsachgemäß) weggeworfene Einwegprodukte große Probleme in Städten und Gemeinden. Sowohl die Menge der im öffentlichen Raum in Papierkörbe geworfenen Produkte, als auch die Anzahl der achtlos in der Landschaft hinterlassenen Produkte („Littering“), nimmt zu. Insbesondere Produkte aus Kunststoff belasten so die Umwelt. Von Seiten der Europäischen Union besteht das Bestreben, den Eintrag von Kunststoffen in die Umwelt (Land, Flüsse und Meer) zu verringern. Dazu wurden jene Kunststoff-Produkte identifiziert, die den Großteil des Litterings zu verantworten haben. Für manche Plastikprodukte (z.B. Besteck, Strohhalme, Wattestäbchen), werden Inverkehrsetzungs-Verbote ausgesprochen. Die in der SUP-Richtlinie beschriebenen Einweg-Kunststoffverpackungen wie Essensbehälter, Folien, Plastikflaschen, Becher, Plastiktüten, aber auch Feuchttücher, Luftballons, Tabakprodukte und Fischereigerät unterliegen der erweiterten Produzentenverantwortung:
Es bestand nun die Aufgabe, drei Fragen zu beantworten:

- Welche Menge an Abfällen fällt im öffentlichen Raum an – sowohl in Abfallbehältern als auch in der Landschaft (Littering)?
- Welche Kosten entstehen aus der Einsammlung und Behandlung dieser Abfälle?
- Welchen Anteil an den Abfällen haben jene Produkte, die der SUP-Richtlinie unterliegen?

2 83.000 TONNEN ABFALL JÄHRLICH IM ÖFFENTLICHEN RAUM

Mittels einer Online-Umfrage (Hauer 2021) unter allen Städten und Gemeinden Österreichs wurden sowohl die Abfallmengen aus öffentlichen Abfallbehältern und Papierkörben sowie aus der Straßen- und Flurreinigung erhoben (siehe Tab. 1). 236 Gemeinden, welche knapp 50% der österreichischen Bevölkerung repräsentieren, nahmen die Möglichkeit wahr, zur allgemeinen Datenerhebung beizutragen.

Neben den Reinigungen in Ortsgebieten fallen weitere Abfälle auf Landes- und Bundesstraßen sowie Autobahnen und Schnellstraßen an. Weitere Anfallstellen sind öffentliche Verkehrsmittel wie Bahn, U-Bahn, Straßenbahn und Busse.

Nicht zuletzt leisten ehrenamtliche Tätigkeiten einen wichtigen Beitrag zu Flurreinigungen: Jährlich finden Sammlungen von achtlos weggeworfenen Produkten auf ehrenamtlicher Basis durch verschiedene Vereinigungen und „Frühjahrsputze“ statt.

Tab. 1: Jahresabfallmengen aus öffentlichen Bereichen (Hauer 2021)

Quelle	Abfallmenge [t/a]	Herkunft	Abfallmenge [t/a]
Gemeinden	56.400	Papierkorbinhalte	54.400
		Flurreinigungen	2.000
ehrenamtlich	1.400	Flurreinigungen	1.400
Straßen	12.200	Landesstraßen	3.400
		ASFINAG	8.800
Öffentliche Verkehrsmittel	13.100	Haltestellen/Bahnsteige	8.200
		Fahrzeuge/Waggons	4.900
Gesamt	**83.100**	**Gesamt**	**83.100**

3 KOSTEN VON EUR 155 MIO. PRO JAHR ZUZÜGLICH EHRENAMTLICHER TÄTIGKEITEN

Die teilnehmenden Städte und Gemeinden stellten detaillierte Daten über den Zeitaufwand für die manuelle Straßenreinigung und die Entfernung wilder Ablagerungen zu Verfügung (Hauer 2021). Durch die Ergebnisse konnte einerseits der Gesamtaufwand ermittelt werden, andererseits lieferte sie auch eine Basis zur Verteilung von Entgelten der verpflichteten Wirtschaft auf verschiedene Typen von Gemeinden. Insgesamt werden jährlich rund drei Millionen Arbeitsstunden von Gemeindemitarbeiter*innen aufgebracht. Es ist nicht weiter verwunderlich, dass sowohl der Arbeitsaufwand als auch die Abfallmengen dort höher sind, wo sich durchschnittlich mehr Menschen aufhalten – das heißt in den größeren Gemeinden und Städten.

Der Gesamtaufwand für die Sammlung von Abfällen aus öffentlichen Bereichen sowie die Entfernung von achtlos weggeworfenen Produkten beträgt etwa EUR 155 Mio. pro Jahr exklusive ehrenamtlicher Tätigkeiten (siehe Tab. 2). Das entspricht rund EUR 18,- je Einwohner*in und Jahr. (Hauer 2021)

Tab. 2: Gesamtkosten der Abfallsammlung und -entsorgung von öffentlichen Flächen (Hauer 2020)

Kostenarten	Mio. EUR pro Jahr
Arbeitszeit	142,0
Entsorgungskosten	9,5
Infrastrukturkosten	3,5
Gesamtkosten	**155**

4 DER ANTEIL DER SUP-PRODUKTE BETRÄGT 11% AN DER MASSE UND 25% AM VOLUMEN UND VIELE MILLIONEN ZIGARETTENSTUMMEL

Zur Abschätzung des Anteils der von der SUP-Richtlinie umfassten Produkte an den gesamten Abfällen an öffentlichen Plätzen wurde eine Vielzahl an bestehenden Untersuchungsergebnissen aus ganz Österreich herangezogen. Ergänzend wurden eigene Untersuchungen vorgenommen (Hauer 2021). Der Anteil der betroffenen Produkte, der im öffentlichen Raum als Abfall anfällt, beträgt rund 11 % nach der Masse (siehe Abb. 1) und je rund 25 % nach Volumen bzw. Stückzahl (siehe Abb. 2). Dies zuzüglich von der Richtlinie nicht betroffene Getränkedosen mit 3%-Anteil am Gewicht und 7%-Anteil am Volumen (Hauer 2021).

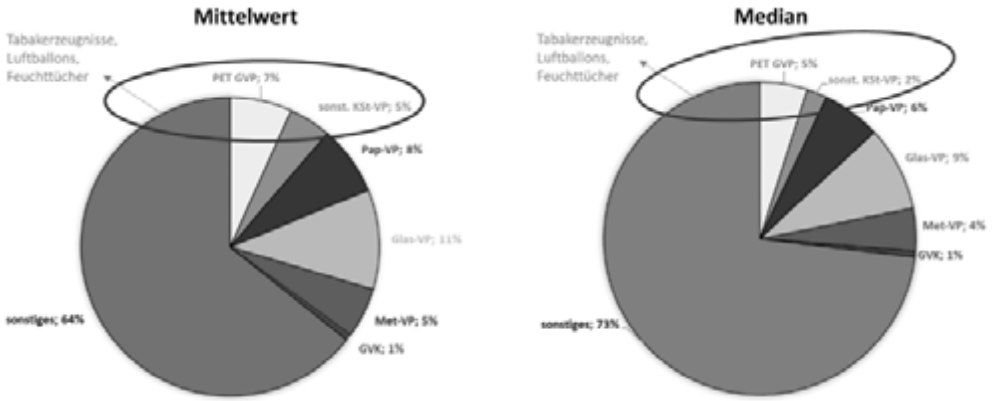


Abb. 1: Zusammensetzung von Abfällen aus öffentlichen Flächen (Papierkorbinhalte und Straßenkehricht) in Masse-% – Median und Mittelwert aus 11 österreichweiten Untersuchungen (eingekreist die der SUP-Richtlinie unterliegenden Produkte)

Nach Stück liegt der Anteil der der SUP-Richtlinie unterliegenden Produkte bei etwa 25%.

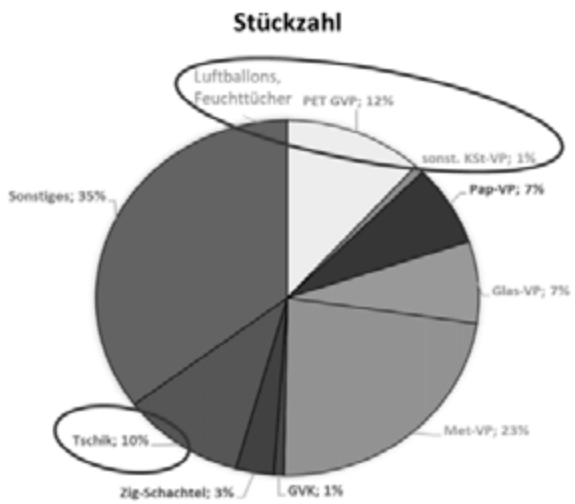


Abb. 2: Ungefähre Littering-Zusammensetzung nach Stückzahl – auf Datenbasis von Littering-Analysen in Salzburg 2017 und Vorarlberg 2018 (eingekreist die der SUP-Richtlinie unterliegenden Produkte)

5 DER INTERNATIONALE VERGLEICH

Das Ergebnis der Erhebungen liegt in einer engen Bandbreite mit Untersuchungen aus anderen Mitgliedsstaaten der Europäischen Union. Eine Gegenüberstellung der Kosten der Abfallsammlung und -entsorgung aus öffentlichen Flächen je Einwohner ist in Tab. 3 ersichtlich.

Tab. 3: Kosten der Abfallsammlung und -entsorgung aus öffentlichen Flächen je Einwohner

Land	Gesamtkosten in EUR pro Einwohner und Jahr
Niederlande	EUR 15,-[1]
Belgien (Flandern)	EUR 20,-[1]
Österreich	EUR 16,-

[1] Zahlen aus Municipal Waste Europe 2020

6 WIE GEHT ES WEITER?

Die vorliegenden Ergebnisse stellen eine Basis für Vereinbarungen zwischen Kommunen und der betroffenen Wirtschaft zur finanziellen Abgeltung der Produzentenverantwortung dar. Die Verhandlungen waren im ersten Halbjahr 2022 noch nicht abgeschlossen.
Mit Einführung eines Pfand-Systems für Einweg-Kunststoff-Getränkeflaschen ab dem Jahr 2025 ist mit einem deutlichen Rückgang der im öffentlichen Raum anfallenden PET-Getränkeflaschen zu rechnen.

LITERATUR

EU (2019) RICHTLINIE (EU) 2019/904 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt – kurz „SUP“ (Single-Use Plastics)- Richtlinie genannt.

Hauer, W (2021). Littering: Abfall im öffentlichen Raum (Tätigkeitsbericht des österreichischen Städtebundes, S. 38f).

Hauer, W. (2021) Littering im Sinne der EU-Richtlinie 2019/904 Artikel 8: Erweiterte Produzentenverantwortung, Ermittlung von Kennzahlen hinsichtlich Aufwand und Kosten für Straßenreinigung.

Municipal Waste Europe (2020) Littering in the MWE member states, Arnhem, 1st of May 2020, Seite 12.

Quellen, Arten und Ströme von Makro- Kunststoffverschmutzungen in und entlang der Donau

J. Mayerhofer[1], S. Lenz[1] & G. Obersteiner[1]
[1)] Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Mithilfe einer Materialflussanalyse (MFA) konnten die wesentlichen Hauptquellen, Einträge, Transport- und Entsorgungswege von Kunststoffabfällen (KSA) der Donau und den angrenzenden Uferflächen zwischen Wien und der Ländergrenze AT-SK dargestellt werden.
Die MFA zeigt, dass jährlich etwa 96.000 t durch die getrennte Kunststoffsammlung und Verwertung im Projektgebiet ordnungsgemäß entsorgt werden, während rund 1.260 t an Plastikmüll vor allem durch Littering in die Umwelt gelangen. Davon werden etwa 890 t KSA durch öffentliche Reinigungsmaßnahmen (z.B. Straßenreinigung) bzw. 200 t durch freiwillige Sammelaktivitäten (wie Flurreinigungsaktionen, etc.) erfasst, rund 170 t verbleiben jährlich in der fluvialen und terrestrischen Umgebung. Als relevante Verschmutzungsquellen konnten die Haushalte (62 Gew.-%), die Binnenschifffahrt (17 Gew.-%) und der Bausektor (12 Gew.-%) identifiziert werden.

1 EINLEITUNG

Das Donaueinzugsgebiet ist das zweitgrößte Flusseinzugsgebiet Europas und erstreckt sich über 19 Staaten. Rund 81 Millionen Menschen leben in dieser Region, die etwa 10 % der Fläche Europas ausmacht (STMUV, s.a.). Die Bevölkerungszahl sowie der einhergehenden Kunststoffeintrag durch die rasante Marktentwicklung der letzten Jahrzehnte sind mitunter verantwortlich, dass die Umweltverschmutzung der Donau durch Plastik in den Fokus der Wissenschaft rückte.
Obwohl Quellen und Eintragswege sowie die negativen Umweltauswirkungen in Flüssen noch unzureichend erforscht sind, geht aus vielen Studien hervor, dass bis zu 80 % des Plastikmülls, der in den Weltmeeren schwimmt, vom Land stammt. Als Hauptverkehrsader trägt die Donau somit erheblich zur Meeresverschmutzung des Schwarzen Meeres bei.
Zuverlässige Schätzungen des Aufkommens und der Zusammensetzung von Makroplastik (>5mm) sind unerlässlich, um gezielte Präventionsmaßnahmen zur Verringerung der Plastikverschmutzung zu entwickeln und den Erfolg der ergriffenen Maßnahmen messbar zu machen.
Eine Möglichkeit, die wesentlichen Hauptquellen, Einträge, Transport- und Entsorgungswege von Kunststoffabfällen (KSA) der Donau und ihrer Flussufer aufzuzeigen und darzustellen, bietet eine Materialflussanalyse (MFA). Ein solches KSA-Stoffstrommodell wurde für das Projektgebiet zwischen Wien und Bratislava erstellt.

2 METHODE

Ausgehend von einer Literaturrecherche wurden zunächst mögliche Verschmutzungssektoren im Projektgebiet klassifiziert. Zur Überprüfung, welche Quellen oder Pfade tatsächlich für den Kunststoffeintrag in das System verantwortlich sind, wurde eine qualitative Abschätzung potenzieller Eintragsquellen anhand definierter Indikatoren (z.B. Entfernung zum Gewässer, vorhandene Rückhaltebarrieren, kommunale Reinigungsmaßnahmen, etc.) durchgeführt. Nach der Definition der Systemgrenzen und Entwicklung eines MFA-Modells, erfolgte die Auswertung von verfügbaren Daten zu Menge, Art und Quellen des Eintrags von Makrokunststoffen. Zusätzlich konnten mittels standardisierter Probenahmen in und entlang der Donau (Ufersammlungen, Kraftwerksbeprobungen, Messungen in der Donau, GPS Tracing Versuche) und unter Einbeziehung numerischer Transportmodellierungen zusätzliche Daten zu KSA im Projektgebiet generiert werden.

2.1 MFA Begriffe

Nach Brunner und Rechberger (2016) ist die Materialflussanalyse (MFA) eine systematische Bewertung des Zustands und der Veränderung von Materialflüssen und -beständen innerhalb eines räumlich und zeitlich definierten Systems, folglich verbindet sie die Quellen, Wege und (zwischenzeitlichen) Senken eines Stoffes.
Die vorliegende MFA bezieht sich nicht nur auf einen Stoff, sondern generell über alle Kunststofftypen hinweg und veranschaulicht die gesamten Kunststoff-Emissionen im Untersuchungsgebiet und Zeitraum. Im Anschluss werden wesentliche MFA-Begriffe erläutert.
Während ein *Prozess* die Umwandlung, den Transport oder die Lagerung von Materialien beinhaltet und impliziert, dass etwas in seiner Qualität verändert wird (z. B. wird aus Ausgangsmaterial ein Produkt und Abfall), wird ein *Bestand* oder *Lager* als Prozess definiert, bei dem das Material eine Zeit lang verbleibt, bevor es schließlich weiter transportiert wird, so dass es sich hauptsächlich in seiner Menge verändert (Baccini & Brunner 1991). *Quellen* sind definiert als Prozesse, bei denen (Kunststoff-)Emissionen entstehen. *Senken* sind wiederum Prozesse, bei denen das Material entweder verbleibt oder zerstört wird (Cencic & Rechberger 2008). Die Begriffe Fluss („*flow*“) und Strom ("*flux*") werden oft gleichbedeutend verwendet, unterscheiden sich aber erheblich. Ein Fluss ist definiert als "Massendurchfluss" und gibt das Verhältnis der Masse pro Zeit durch ein System wider (z.B. kg/s oder t/a). Ein „Flux“ ist als Fluss pro Querschnitt ($kg*s^{-1}*m^{-2}$) zu verstehen. Häufig verwendete Querschnitte sind etwa geografisch begrenzte Gebiete oder eine Person (kg/cap*a).
Die Kunststoffquellen und Senken sowie deren Transportwege /-flüsse der vorliegenden MFA werden in Tonnen pro Jahr [t/a] bzw. Gramm pro Kopf und Jahr [g/cap*a] angegeben.

2.2 Untersuchungsgebiet und Systemgrenzen

Das Projektgebiet umfasst die Donau sowie deren angrenzende Flussufer, Augebiete bzw. Überschwemmungsfläche zwischen Wien und der Staatsgrenze Österreich - Slowakei (stromabwärts gelegene Grenze). Die Gesamtzahl der relevanten Einwohner im Bilanzraum beträgt rund 898.330 und umschließt die angrenzenden Wiener Bezirke bzw. Gemeinden in NÖ. Als Einzugsgebiet für die direkte Kunststoffverschmutzung wurde innerhalb der Städte ein einheitlicher Abstand von 250 m vom Ufer als Systemgrenze festgelegt, in ländlichen Gebieten (z.B. Ackerland etc.) ein Abstand von 500 m. Die Breite des Untersuchungsgebietes wurde als Kompromiss zwischen überschaubarem Untersuchungsaufwand und notwendiger Genauigkeit gewählt und zielt darauf ab, relevante Verschmutzungsquellen zu erfassen. Entlang des Donaukanals wurde eine Entfernung von 100 m gewählt, da dies der Entfernung zu den Wohngebieten entspricht. Innerhalb dieser Entfernung ist ein Transport von Kunststoffen durch Wind, Starkregen oder Hochwasser wahrscheinlich, obwohl keinerlei Zahlen oder Daten über Transportwege und -entfernungen von Kunststoffen durch Wind und Abflüsse vorliegen.
Der Beitrag der indirekten Plastikverschmutzung durch z.B. Kläranlagen ist nicht im System integriert, da dies unter anderem ganz Wien oder sämtliche Nebenflüsse umfassen würde.
Inhaltlich ist die MFA durch die Nutzungsphase von Kunststoffen begrenzt und beschränkt sich auf die End-of-Life-Phase von Kunststoffen. Der Kunststoffbedarf im Untersuchungsbereich (auf den Markt gebrachte Produkte) konnte weitgehend berücksichtigt werden, eine Bestandsermittlung (alle Kunststoffe, die die im Untersuchungszeitraum einer Nutzungsphase unterliegen, sprich verbaut, verwendet, gelagert usw. sind) war jedoch nicht möglich.

2.3 Materialfluss-Modell

Das MFA-Modell beginnt mit der End-of-Life-Phase von Kunststoffprodukten für das Bilanzjahr 2020. Diese Ebene (Abfallsammlung) ist im Wesentlichen unterteilt in ordnungsgemäß gesammelte und verwertete Kunststoffabfälle, die einer Verwertung zugeführt werden (z. B. Recycling oder thermische Verwertung), und Kunststoffabfälle (KSA), die durch Littering, illegale Abfallentsorgung oder unsachgemäße Abfallbehandlung in die Umwelt gelangen und dort verbleiben. In einigen Fällen ist es möglich, Kunststoffabfälle einem bestimmten Herkunftssektor zuzuordnen, während andere Mengen als "allgemeine Abfälle" zusammengefasst sind. Eine Ursprungs-Bestimmung ist hier schlichtweg nicht möglich. Letztere KSA werden in der MFA genauer betrachtet:

Beim Eintrag von Kunststoffabfällen in das System wird zwischen direktem Eintrag in die Gewässer (Donau) und indirektem Eintrag (Uferbereich) unterschieden.
Verschiedene Prozesse (Wind, Hochwasser, etc.) beeinflussen den Ein- und Austrag von Plastikmüll in das System bzw. den Austausch zwischen den betrachteten Bilanzräumen (Fluss & Uferbereich). Ausgehend vom "Verschmutzungsbestand" werden die einzelnen Kunststoffströme den landseitigen bzw. flussseitigen Ein- und Austragsquellen zugeordnet.
Das MFA-Modell wurde mit der Software STAN (subSTance flow ANalysis) erstellt.

2.4 Bestimmung wesentlicher Verschmutzungsquellen

Um dem Problem der Flussverschmutzung entgegenzuwirken und um geeignete, anwendungsorientierte und pragmatische Maßnahmen zu entwickeln, müssen die Quellen der Kunststoffemissionen klassifiziert werden. Die Vergleichbarkeit mit anderen Studien sollte ebenso berücksichtigt werden, wie die Praktikabilität der Umsetzung (Sortierkatalog). Kategorisierungen von marinen Verschmutzungen existieren bereits (GESAMP 2016, UNEP 2016), für flussartige KSA wurde im Zuge dieser Studie eine Einteilung entwickelt (Mayerhofer et al. 2020). Die angewandte Klassifizierung stützt sich auf die folgenden drei Säulen: i) die in der Literatur genannten Quellen nach Sektoren und Eintragspfade, ii) die Klassifizierung des EU-Kunststoffabfallaufkommens und iii) die Identifizierung derjenigen emittierenden Sektoren und Eintragspfade im Untersuchungsgebiet, von denen eine potenzielle Auswirkung auf das Flusssystem zu erwarten ist oder die durch Sortieranalysen identifiziert werden konnten.
Zur Überprüfung, welche Quellen oder Pfade tatsächlich für den Kunststoffeintrag in das System verantwortlich sind, wurde eine Auflistung aller möglichen Verschmutzungsquellen sowie von Orten der Freisetzung in die Umwelt für das Projektgebiet zusammengestellt. Anhand definierter Indikatoren (Verfügbarkeit einzelner Quellen im Projektgebiet, allgemeines Verschmutzungspotenzial durch erhöhtes Kunststoffabfallaufkommen oder fehlende Aktionen/Maßnahmen, etablierte Reinigungsmaßnahmen oder Rückhaltebarrieren etc.) konnte ein Verschmutzungspotenzial, visualisiert in Form eines Ampelsystems, für die Projektregion ermittelt werden.
Über einen Zeitraum von 2 Jahren konnte sich anhand unterschiedlicher Erhebungsmethoden ein genaueres Bild über Aufkommen und Zusammensetzung fluvialer Kunststoffverschmutzungen im Untersuchungsgebiet verschafft werden.
Neben der Auswertung von 17 Kunststoffproben von Freiwilligen-Sammlungen (CleanUp-Events) im Nationalpark Donau-Auen, standardisierter Probenahmen im Uferbereich (n=11) und im Überschwemmungsgebiet der Donau östlich von Wien (n=4), konnten auch Daten aus der Kraftwerksbeprobung (Rechengutsortierungen, n=7) sowie zweier Netz-Messungen in der Donau gewonnen werden. Zusätzlich wurden GPS Tracing Versuche und numerische Transportmodellierungen (Liedermann et al. 2021) zu Validierungszwecken herangezogen.

3 ERGEBNISSE

3.1 Kunststoffeintrag im Projektgebiet

Da bisher kaum fundierte Abschätzungen zum Kunststoffeintrag [g/cap*a] in die Umwelt in Österreich existieren, wurden Studien von vergleichbaren Ländern wie Deutschland und der Schweiz herangezogen (Bertling et al. 2018, Kawecki & Nowack 2019). Darauf aufbauend wurden drei unterschiedliche Szenarien (Abb. 1) definiert, die den MaP-Eintrag im Projektgebiet bedingt durch Littering, illegale Ablagerungen, ineffiziente Abfallwirtschaft usw. sowie die Entfrachtung von Kunststoffabfällen aus der Natur durch freiwillige und öffentliche Flureinigungsmaßnahmen veranschaulichen sollen. Die abgebildeten MaP-Mengen beziehen sich auf die im Projektgebiet ansässigen Einwohner, die Hochrechnungen gehen von einer gleichmäßigen Verteilung pro Kopf (z.B. Abfallaufkommen, KS-Emissionen) aus.
Das „Worst Case“ Szenario (=MAX Szenario) mit einem geschätzten MaP-Eintrag von 3.182 t basiert auf der Annahme, dass etwa 2% des Kunststoff-Abfallaufkommens in die Umwelt gelangen (Jambeck 2015), wovon etwa 329 t Plastikmüll durch Sammlungen und Reinigungsmaßnahmen aus der Natur entfernt werden. Basierend auf ermittelten Emissionsraten von Kawecki und Nowack (2019), verbleiben im „Best Case“ Szenario rund 113 t der insgesamt 842 t KSA in der

Flusslandschaft, während 729 t durch Sammelaktivitäten entfrachtet werden. Das „Expected“ Szenario, angelehnt an die Litteringraten von Bertling et al. (2018), ergibt eine MaP-Emission von rund 1.260 t, wobei 1.090 t wiederum durch Reinigungsmaßnahmen aus dem Bilanzsystem entnommen werden.
Zahlen zum KSA-Austrag durch Reinigungs- und Sammelaktivitäten stammen einerseits von der kommunalen (z.B. MA48) bzw. öffentlichen Flur- und Straßenreinigung (z.B. Asfinag) oder konnten über freiwillige Sammlungen (z.B. NÖ-Frühjahrsputzaktionen) abgeleitet werden. Für die MFA wurde infolge das „erwartete“ Szenario herangezogen.

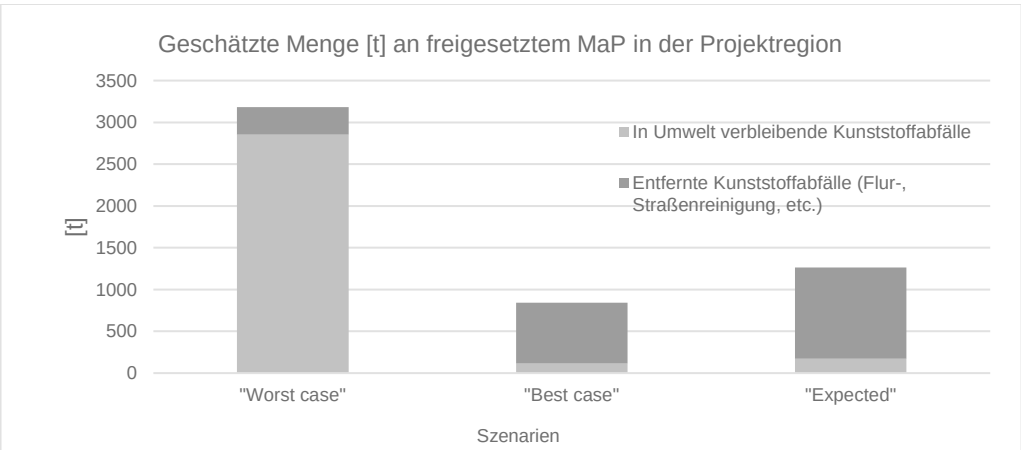


Abb. 1: Definierte Szenarien zur Abschätzung der MaP-Eintrags im Projektgebiet

3.2 Materialflussanalyse

Die MFA (Abb. 2) zeigt, dass jährlich etwa 96.000 t auf die getrennte Kunststoffsammlung und Verwertung im Projektgebiet zwischen Wien und der Ländergrenze AT-SK entfallen, wobei Verpackungsabfälle mit rund 30.860 t den größten Abfallstrom darstellen. Der Großteil der KSA wird thermisch verwertet (62.327 t), 32.602 t werden einem Recyclingprozess zugeführt und etwa 960 t deponiert. Der Makrokunststoffeintrag durch Littering kann mit rund 1.260 t abgeschätzt werden („expected scenario“), davon gelangen rund 31 t direkt in die Donau, der Großteil der KSA mit 1.230 t landet in der angrenzenden Umgebung. Rund 10 t an KSA im Schwemmgut stehen in Wechselwirkung zwischen Uferfläche und Gewässer, sie akkumulieren am Flussufer, bis sie wiederum mobilisiert und weitergetragen werden. Wesentliche Austragsquellen sind kommunale bzw. öffentliche Reinigungsmaßnahmen, mit 892 t bilanziert, sowie freiwillige Sammelaktivitäten (z.B. Frühjahrsputzaktion) mit rund 198 t. Ca. eine Tonne an KSA wird an Uferflächen vom Nationalpark Donauauen (NPDA) im Zuge von Clean-Up Events jährlich gesammelt. Somit verbleiben etwa 140 t an MaP pro Jahr in der angrenzenden terrestrischen Umgebung.
Durch die Rechenguterfassung am Kraftwerk Freudenau in Wien werden etwa 2 t an Plastikmüll aus dem Gewässer entnommen. Durchgeführte Messungen in der Donau legen nahe, dass etwa 29 t an MaP im Fließgewässer weitertransportiert werden und somit den Bilanzraum verlassen. Eine Bestimmung des Verschmutzungsbeitrags von Zuflüssen bzw. des Oberlaufs war nicht möglich, ebenso der Einfluss von Windverfrachtungen oder Hochwasserereignissen.

Hinsichtlich MFA-Datenqualität sind die Entsorgungs- bzw. Verwertungsmengen sowie die entfrachteten KSA-Mengen durch Rechengut, öffentlichen Reinigungsmaßnahmen und die freiwilligen Sammlungen im NPDA als fundiert einzuschätzen. Die Mengenangaben zu sonstigen freiwilligen Flurreinigungsaktionen, der im Uferbereich zirkulierenden sowie im Gewässer verbleibenden KSA entsprechen einer moderaten Qualität. Die Bewertung der ins System eingebrachten Makrokunststoffe (durch Littering, illegale Ablagerungen, etc.) sowie deren Verteilung in die fluviale und terrestrische Umgebung ist mit den größten Unschärfen behaftet.

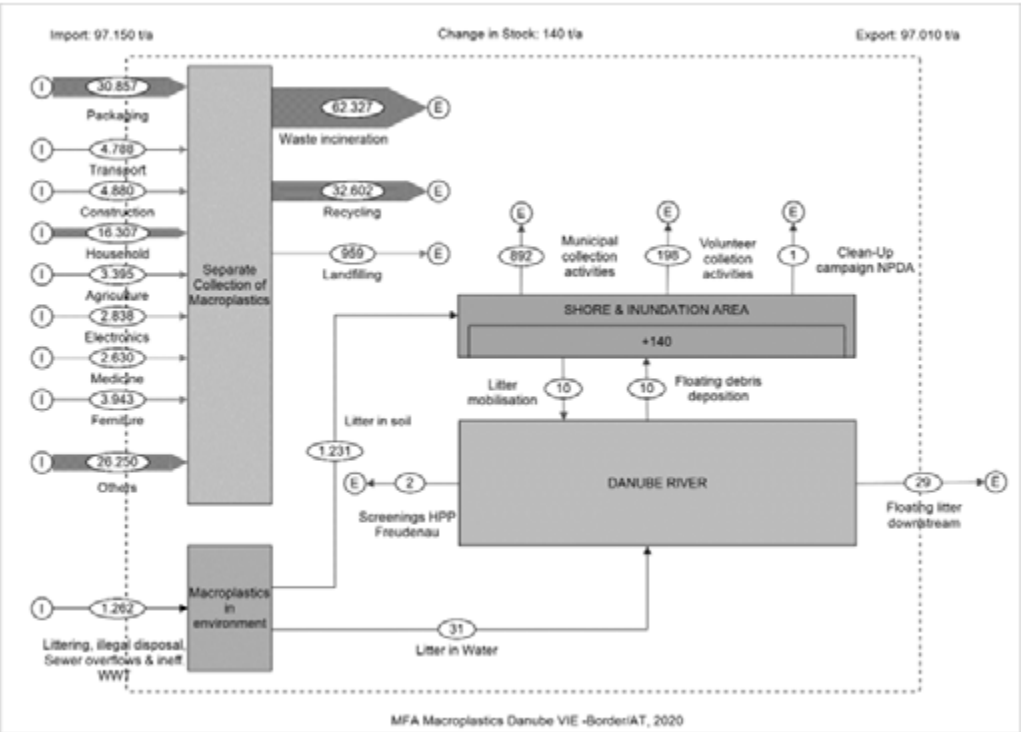


Abb. 2: Materialflussanalyse von Kunststoffabfällen in und entlang der Donau zw. Wien und der Staatsgrenze AT-SK

3.3 Verschmutzungsquellen und Sektoren

Ziel der Studie war es auch, die Herkunft und Quellen der Kunststoffemissionen in der Donau zu bestimmen. Die Hauptverschmutzungssektoren der fluvialen Kunststoffverschmutzungen sind im folgenden Tortendiagramm (Abb. 3) dargestellt. Über 60 Gew.-% der gesammelten und analysierten Kunststoffabfälle können direkt den Haushalten aufgrund von „vorsätzlichen" Littering zugeordnet werden (Getränkeflaschen, Lebensmittelverpackungen und andere Einwegverpackungen, Zigarettenartikel, usw.). Andere Kunststoffe könnten wiederum durch Überschwemmungen, Verwehungen oder unachtsame Situationen in die Donau gelangen (z.B. Badeschuhe, die von einer Welle am Ufer erfasst werden).
Hinsichtlich des Gewichts hat die Schifffahrt mit rund 16 Gew.-% den zweithöchsten Anteil an der Kunststoffverschmutzung, da Gegenstände wie Fender, Bojen oder Seile im Vergleich zu anderen KS-Gegenständen sehr groß und schwer sind. Was die Anzahl der Gegenstände anbelangt, so spielen Schifffahrtsabfälle jedoch eine eher untergeordnete Rolle. Kunststoffbaustoffe (inkl. Verpackungen) und vor allem geschäumte Dämmplatten (EPS oder XPS) sind mit 12 Gew.-% dem Bausektor zuzuordnen. Letztere sind sehr leicht und werden über Verwehungen schnell verfrachtet. Größere Schaumstoffteile zerfallen aufgrund ihrer hohen Porosität schnell zu Mikroplastik (EPS-Kügelchen) und stellen ein zusätzliches Umweltproblem dar.
Eine sehr geringe Menge an Makroplastik wird durch ineffiziente Abwasserbehandlung verursacht (<1 Gew.-%). Bei diesen Abfällen handelt es sich hauptsächlich um Hygieneartikel wie Feuchttücher, Damenhygieneartikel und Wattestäbchen, die mit großer Wahrscheinlichkeit bei Starkregenereignissen durch Überlaufen von Rückhaltebecken direkt in Fließgewässer gelangen (Lenz et al. 2021). Knapp 8 Gew.-% der fluvialen Kunststoffabfälle können keiner genauen Herkunft oder einer bestimmten Quelle zugeordnet werden. Es handelt sich dabei um die Kategorie der nicht identifizierbaren oder nicht zuordenbaren Kunststoffteile, die meist stark fragmentiert sind und der eine Vielzahl von Kunststoffarten angehören (z. B. PE, PP, PVC usw.).

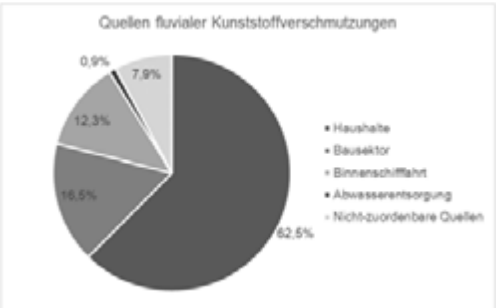


Abb. 3: Herkunft und Quellen von fluvialen Kunststoffverschmutzungen in der Donau

4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG

Anhand einer Materialflussanalyse (MFA) konnten die wesentlichen Eintragsquellen, Ströme und Senken von Kunststoffabfällen (KSA) in und entlang der Donau zwischen Wien und der österr. Staatsgrenze zur Slowakei gezeigt werden. Der Großteil (86%) der in die Umwelt eingetragenen Makrokunststoffe wird durch diverse Reinigungsmaßnahmen (Straßenkehrung, Freiwilligensammlung, Reinigung öffentlicher Fläche, etc.) aus der Natur entfernt. 170 t an KSA (14%) gelangen ins System, wovon rund 30 t in der Donau landen und weitertransportiert werden, während rund 140 t der terrestrischen Umgebung verbleiben. In Anbetracht der geringen Datenqualität der emittierten KSA in den Bilanzraum und der Tatsache, dass viele Flächen im Gebiet des Nationalparks östlich von Wien kaum bis schwer zugänglich sind, sind die 140 t eher als oberer Grenzwert anzusehen. Diesbezüglich wären weitere Untersuchungen (Litteringrate) erforderlich, auch im Hinblick auf den Beitrag von Zuflüssen, dem Oberlauf sowie Hochwasserereignissen. Als relevante Verschmutzungsquellen konnten die Haushalte (62 Gew.-%), die Binnenschifffahrt (17 Gew.-%) und der Bausektor (12 Gew.-%) identifiziert werden. Littering stellt dabei die größte Emissionsquelle ins modellierte System dar.

LITERATUR

Baccini, P., Brunner, P.H. (1991) *Metabolism of the Anthroposphere*. Springer-Verlag.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (STMUV). (s.a.): *Die Donau und ihr Einzugsgebiet*. https://www.fgg-donau.bayern.de/die_donau/flussgebiet_donau/index.htm?include_matomo=true [25.11.2021]

Bertling. J., Bertling. R., Harmann. L. (2018) *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen* (Kurzfassung). FRAUNHOFER-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT.

Cencic, O., Rechberger, H. (2008) *Material flow analysis with Software STAN*. Journal of Environmental Engineering and Management 18, 3-7.

GESAMP (2016) *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment*. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. (2015) *Plastic waste inputs from land into the ocean*. Science 347(6223), 768- 771.

Kawecki, D., Nowack, B. (2019) *Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics*. Environmental Science & Technology 53(16), 9664–9676.

Lenz, S., Mayerhofer, J., Obersteiner, G. (2021) *Report on available data regarding plastic pollution for the material-flow-analysis*, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (available at: https://plasticfreeconnected.com/).

Liedermann, M., Pessenlehner, S., Krapesch, M., Shire, D., Schwarz, S., Gmeiner Ph., Bakanic, F. (2021) *Report D 3.6.1 Hydrodynamic flow models*, Institute of Hydraulic Engineering and River Research (IWA), University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna. (available at: https://plasticfreeconnected.com/)

Mayerhofer, J., Lenz, S., Obersteiner, G. (2020) *Report D 3.2.1 Material-Flow-Analysis Model*, Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (available at: https://plasticfreeconnected.com/).

UNEP (2016) *Marine Plastic Debris and Microplastics -Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme, Nairobi.

Grundlagen für die Verrechnung von Littering-Beseitigungskosten an die Hersteller

M. Wellacher[1]
[1)] Ingenieurbüro Wellacher, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU verschiebt im Rahmen der Einwegkunststoff-Richtlinie unter dem Begriff der erweiterten Herstellerverantwortung die Verantwortung für das Sammeln und Entsorgen von bestimmten Einwegkunststoffprodukten auf die Hersteller. Bisher durchgeführte Littering-Studien sind begrenzt und die unterschiedliche Methodik macht die Vergleichbarkeit der Ergebnisse schwierig. Die Aufgabenstellung des vorliegenden Projektes ist es, eine methodische Grundlage für die Verrechnung von Streumüll-Beseitigungskosten an Herstellervertreter zu schaffen. Relevante Kenngrößen für die Berechnung der ERP-Kostenersätze sind Stückzahlen, Produktionszeit sowie Kosten für Sammlung, Transport und Beseitigung.

1 EINLEITUNG

Littering beschreibt die Gegenstände, das Wegwerfen und die Tatsache an sich, wenn Personen ihren Müll achtlos in die Umgebung entsorgen. Den Großteil der Kosten für die Littering-Beseitigung wird aktuell von den Gemeinden aufgebracht.

Die EU verschiebt im Rahmen der Einwegkunststoff-Richtlinie (Europäische Kommission 2019) unter dem Begriff der erweiterten Herstellerverantwortung (extended producer responsibility, ERP) die Verantwortung für das Sammeln und Entsorgen von bestimmten Einwegkunststoffprodukten (single use plastic products, SUP) auf die Hersteller. Das österreichische Abfallwirtschaftsgesetz (Bundesgesetz 2008) und die Verpackungsverordnung (Bundesgesetz 2014) bestimmen dazu, dass Sammel- und Verwertungssysteme diese Verantwortung zu tragen haben.

Über die Messung von Littering und die daraus errechneten tatsächlichen Kosten herrscht in Europa Unklarheit, es gibt aber mehrere Ansätze. Von der Europäischen Kommission wurden Leitlinien für die Kostenberechnung angekündigt.

Bisher durchgeführte Littering-Studien im österreichischen bzw. deutschsprachigen Raum sind begrenzt und die unterschiedliche Methodik, insbesondere die Unterscheidung der Sortierfraktionen, macht die Interpretation und Vergleichbarkeit der Ergebnisse schwierig (Kaltenbrunner et al. 2022). Beispielweise hat eine deutsche Studie neben anderen Daten nur gewichtsbezogene Zahlen zum Streumüll erhoben (Gallenbeck & Reuter 2020). Andere Studien betrachten nur Streumüll, der im Rahmen von Flurreinigungsaktionen von Bürgern eingesammelt wurde (Hietler et al. 2017). Versucht man jedoch die ERP-relevanten SUP-Kosten von Gemeinden zu erfassen, benötigt man dazu v.a. den Personalaufwand zur Sammlung von Streumüll. Damit können die Daten der erwähnten Studien nur begrenzt verwendet werden. Aus den beschriebenen Zusammensetzungen lassen sich zwar die Entsorgungskosten ermitteln, aber nicht die für die Gesamtkosten viel relevanteren Personalkosten für die Reinigungstätigkeit. Diese finden regelmäßig und professionell statt und können in Absprache mit dem durchführenden Personal gut erfasst werden. Das ist aber bisher nicht durchgeführt bzw. publiziert worden.

Andere Ansätze zur Kostenermittlung sind vorgeschlagen worden, berücksichtigen aber nicht den genannten Personalaufwand (Hauer 2021).

Es gibt acht ERP-relevante SUP-Gruppen aus den genannten Regelwerken:

- Luftballons
- Getränkebehälter bis 3 l inkl. Verschlüsse/Deckel
- Getränkebecher

- Lebensmittelverpackungen
- Leichte Kunststofftragetaschen
- Tüten und Folienverpackungen
- Tabakprodukte mit Filtern
- Feuchttücher

Die Aufgabenstellung des vorliegenden Projektes ist es, eine methodische Grundlage für die Verrechnung von Streumüll-Beseitigungskosten an Herstellervertreter zu schaffen. Die Methode soll transparent und plausibel sein. Auch sollen die ermittelten Daten eine Unterstützung für Gemeinden bei der Verhandlung über den Umfang der ERP-Kostenersätze sein.

2 KOEFFIZIENTEN ZUR BERECHNUNG

ERP-Kosten sollen realistisch und transparent erhoben und berechnet werden. Abfallwirtschaftliche Koeffizienten für die Berechnung von gebietsweiten Zahlen aus mit vertretbarem Aufwand ermittelte Messdaten sind notwendig.

Prinzipiell soll der Stückzahlerhebung der Vorrang vor der Gewichtserhebung gegeben werden. Eine Volumenmessung erscheint nachrangig und verzichtbar.

Die Kenntnis der Fläche bzw. Strecke, Anzahl und Art der beprobten Lokalität ist essentiell für die Berechnung. Die für die Erhebung von ERP-Kostenersätzen relevanten Lokalitäten sind jene, die auch regelmäßig von der Gemeinde gereinigt werden. Das sind Innenstadtbereiche, Parks, Spielplätze, Papierkorbstandorte, Straßen und Wege etc. Dass freiwillige Flurreinigungsaktionen unter die ERP-Kostenersätze fallen, ist nicht zu erwarten. Es wird vorgeschlagen drei Typen von Lokalitäten für eine Hochrechnung heranzuziehen:

- Flächen (Parks, Plätze etc.) mit der Erfassung von Stück/m²,
- Strecken (Straßen, Wege etc.) mit der Erfassung von Stück/m und
- Hotspots (Haltestellen, einschlägige Lokale, Umgebung von Papierkörben etc.) mit der Erfassung von Stück/Hotspot.

Relevante Kenngrößen für die Berechnung der ERP-Kostenersätze sind Stückzahlen, Produktionszeit sowie Kosten für Sammlung, Transport und Beseitigung. Dabei kommt der Messung des Zeitbedarfs für die Sammlung von Streumüll eine besondere Bedeutung zu.

An den Gegenständen anhaftende Naturmaterialien und ihre durchschnittliche Feuchte können berücksichtigt und für die Hochrechnung von Stück auf Gewicht herangezogen werden, damit unabhängig von der Wettersituation Daten verglichen werden können. Außerdem würde das die Wiegung ersparen.

Aus den für eine bestimmte Lokalität erhobenen Stückzahlen sollen über Durchschnittsgewichte Gesamtmassen ermittelt und für die Berechnung herangezogen werden. Die auf die Lokalität bezogenen Messdaten können dann über bekannte Summen der Lokalitäten auf das Gemeindegebiet bzw. das Gebiet in welchem regelmäßig gesammelt wird hochgerechnet werden. Eine Berücksichtigung der saisonalen und wetterabhängigen Schwankungen der Produktion hat zu erfolgen.

3 ERGEBNISSE FÜR EINEN GRAZER SPIELPLATZ

Die vorliegende Arbeit beinhaltet Untersuchungen an einem Grazer Spielplatz, dem Spielplatz im Augarten. Nach der Datenaufnahme von Infrastruktur, Kosten, Flächen etc. in Kooperation mit der zuständigen Abteilung Stadtraum der Holding Graz Kommunale Dienstleistungen GmbH fanden die Probenahmen, die Analysen und die Ergebnisauswertung statt.

Der Spielplatz im Augarten ist hinsichtlich der Littering-Lokalität eine Fläche. Er umfasst 5.233 m². Darauf befinden sich acht Papierkörbe, die täglich geleert werden. Es liegt keine Entfernung größer als 10 m zum nächsten Papierkorb vor.

3.1 Datenaufnahme

Abfallwirtschaftlich bekannt sind saisonale Einflüsse auf die Abfallmengen, die für Graz mit der Summe aus Papierkorbinhalten und Streumüllmengen vorliegen. Die höchste Produktion findet im Sommer statt, die geringste im Winter (Abb. 1).

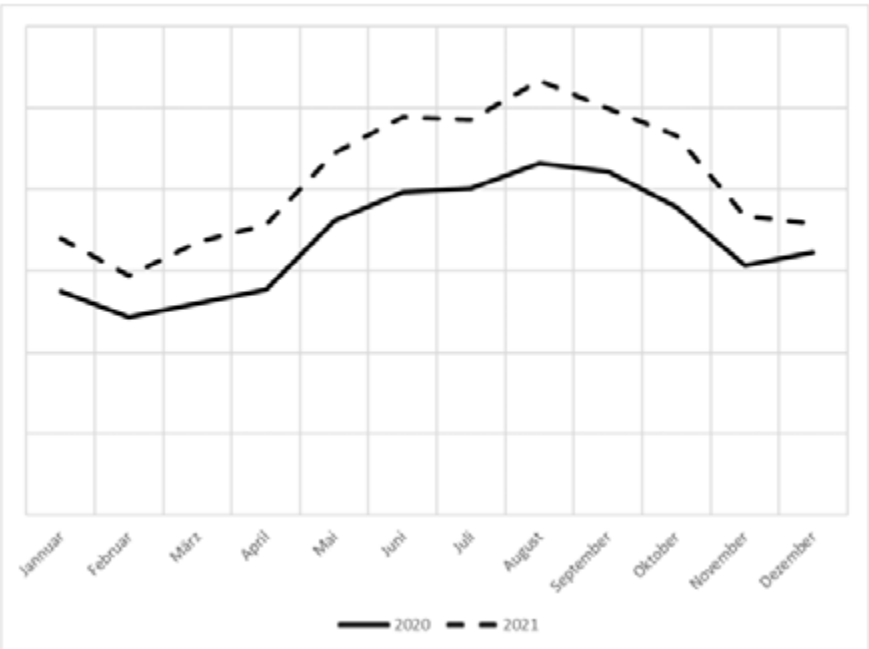


Abb. 1: Jahresganglinie der Mengen an Papierkorbinhalten und Streumüll in Graz in den Jahren 2020 und 2021

Die Sammlungsfrequenz durch die Gemeinde und ein beim Streumüll-Sammeln unterstützendes sozialwirtschaftliches Unternehmen wurde erhoben. Der Spielplatz wird regulär an vier Tagen die Woche von Streumüll gereinigt und zusätzlich im Anschluss an Veranstaltungen.

Die Zahl der Mitarbeiter, Fahrzeuge und Papierkörbe wurde erhoben, Kosten für Personal, Fahrzeuge, Infrastruktur und Overhead wurden geschätzt. Ebenso wurde die Zahl der 72 Grazer Spielplätze und deren Fläche von insgesamt 280.000 m² recherchiert.

3.2 Probenahmemethode

Die Probenahme erfolgte im Zuge der an den drei gewählten Tagen im Mai und Juni 2022 üblichen Streumüll-Sammeltätigkeit von einzelnen Mitarbeitern. Insgesamt wurden etwa 2,5 kg und 1.200 Teile untersucht. Der jeweilige Mitarbeiter bediente sich einer handelsüblichen Greifzange und eines Müllsackes, in welchen der gesamte seit der vorhergegangenen Sammlung produzierte Streumüll aufgenommen wurde. Der Sack wurde zur Analyse am selben Tag übernommen. Während der Sammlung des Streumülls wurde der dazu nötige Zeitbedarf aufgezeichnet.

3.3 Analysenmethode

Die Analysenmethode war das manuelle Sortieren des Streumülls in Gruppen (Tab. 1) und die Wiegung mit einer oberschaligen Präzisionswaage von Mettler-Toledo, einer ME5002T/00 mit einer Ablesbarkeit von 0,01 g und einem Maximalgewicht von 5,2 kg im IBW-Labor in Graz.

Trockensubstanzanalysen ausgewählter Streumüll-Gruppen wurden nach der nach ÖNORM EN 14346-2007-03 (Verfahren A) durchgeführt.

3.4 Ergebnisse

Die Verhältnisse der Sortiergruppen sind auf Stückbasis stark unterschiedlich zu den Verhältnissen nach Gewicht (Tab. 1). Der Anteil ERP-relevanter SUP-Teile am gesamten Streumüll beträgt auf Stückbasis 51 % und nach Gewicht 23 %. Der Anteil der nicht-SUP-Verpackung am Streumüll beträgt 5 %.

Pro Stück Streumüll wird eine Sammelzeit von 5,2 s benötigt bzw. 2,4 s pro Gramm. Ein Vergleich mit der Sammelzeit für ein Gramm Papierkorbinhalt steht noch aus. Es dürfte sich hier aber um den Faktor 100-1.000 handeln, woraus die oben genannte Bedeutung der Stückzahlmessung für Streumüll zur Berechnung der ERP-relevanten SUP-Kosten hervorgeht.

Der Anteil der Tabakprodukte mit Filtern an den ERP-relevanten SUP-Teilen beträgt auf Stückbasis 42 % (Abb. 2), nach Gewicht 17 %.

Tab. 1: Daten über den gesammelten Streumüll im Grazer Augarten

	Anzahl [Stk.]		Anteil Anzahl [Stk./Stk.]	Feuchtmasse [g]		Anteil Masse [g/g]
SUP-Teile mit erweiterter Herstellerverantwortung						
1 Luftballons	28		0,02	16,6		0,01
2 Getränkebehälter bis 3 l inkl. Verschlüsse/Deckel	26		0,02	146,5		0,06
2a Getränkebehälter aus expandiertem Polystyrol		0			0	
2b Verschlüsse/Deckel von Getränkebehältern aus exp. Polystyrol		0			0	
2c Getränkebehälter bis 3 l		5			102,1	
2d Verschlüsse/Deckel von Getränkebehältern bis 3 l		21			44,4	
3 Getränkebecher	15		0,01	29,8		0,01
3a Getränkebecher aus exp. Polystyrol		0			0	
3b Verschlüsse/Deckel von Getränkebechern aus exp. Polystyrol		0			0	
3c Getränkebecher		8			20,6	
3d Verschlüsse/Deckel von Getränkebechern		7			9,2	
4 Lebensmittelverpackungen	46		0,04	68,5		0,03
4a Lebensmittelverpackungen aus exp. Polystyrol		0			0	
4b Sonstige Lebensmittelverpackungen		46			68,5	
5 Leichte Kunststofftragetaschen	0		0,00	0		0,00
6 Tüten und Folienverpackungen	214		0,18	149,8		0,06
6a Zuckerpapier		141			73,4	
6b Sonstige Tüten und Folienverpackungen		73			76,4	
7 Tabakprodukte mit Filtern	246		0,21	97		0,04
8 Feuchttücher	13		0,01	65,3		0,03
SUP-Teil ohne erweiterte Herstellerverantwortung aber verboten						
1 Luftballonstäbe	0		0,00	0		0,00
2 Rührstäbchen	2		0,00	1,7		0,00
3 Wattestäbchen	0		0,00	0		0,00
4 Besteck	1		0,00	4,7		0,00
5 Teller	0		0,00	0		0,00
6 Trinkhalme	8		0,01	6,1		0,00
SUP-Teil ohne erweiterte Herstellerverantwortung, nicht verboten						
1 Hygieneeinlagen (Binden), Tampons und Tamponapplationen	0		0,00	0		0,00
Andere Verpackungen						
1 Metall-Getränkebehälter inkl. Verschlüsse/Deckel	28		0,02	92,8		0,04
1a Metall-Getränkebehälter		4			54,3	
1b Metall-Getränkebehälter-Verschlüsse Kronenkorken		11			24,4	
1c Metall-Getränkebehälter-Verschlüsse Dosenlaschen		8			2,2	
1d Metall-Getränkebehälter-Verschlüsse Drehverschlüsse		5			11,9	
2 Metall-Verpackungen Sonstige	3		0,00	2		0,00
3 Glas/-scherben (ohne Verschluss/Deckel)	25		0,02	269		0,11
Andere Litteringteile						
1 Kunststoff/-teile	146		0,13	168,6		0,07
2 Verbund/-teile (nicht zuordenbare Reste)	46		0,04	72,6		0,03
3 Metall-Nicht-Verpackungen	54		0,05	84,9		0,03
4 Papier/Pappe/-teile	142		0,12	234,1		0,09
5 Papiertaschentücher / Papierservietten	63		0,05	299		0,12
6 Holz-/Papier-/Pappe-Besteck	45		0,04	97,8		0,04
7 Organik Essensreste	7		0,01	75,1		0,03
8 Organik Parkteile (Rinde, Gras, Steine etc.)	0		0,00	384,8		0,15
9 Müllsack zum Einsammeln	0		0,00	125,5		0,05
Σ	1.158		1,00	2.492		1,00

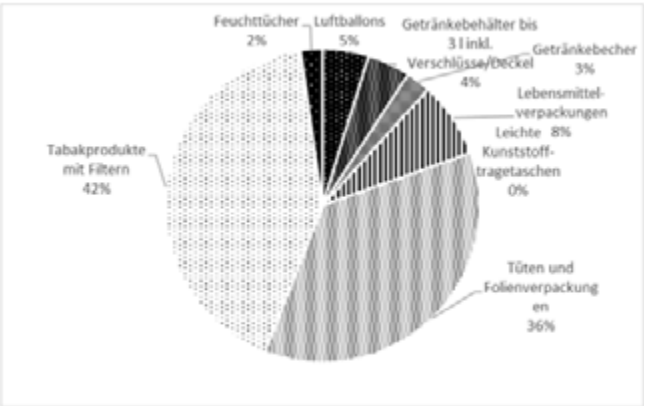


Abb. 2: Verhältnisse der ERP-relevanten SUP-Teile nach Stückzahl zueinander

Eine gleichzeitig und am selben Ort durchgeführte Papierkorbanalyse (Wellacher 2022) ergibt, dass sich Streumüll und Papierkorbinhalte in der gewichtsbezogenen Betrachtung wenig unterscheiden. Relevante Unterschiede sind nur bei Restmüll und Essensresten erkennbar. Festzuhalten ist, dass die ERP-Kostenersätze für Streumüll im Wesentlichen von der Stückzahl und die für Papierkorbinhalte von dem Gewichtsanteil dominiert werden.

3.5 Hochrechnung

Hochgerechnet auf alle Grazer Spielplätze ist pro Jahr mit 1.800 Stunden Streumüll-Sammlung für die ERP-relevanten SUP-Gruppen zu rechnen. Dabei würden 5 t ERP-relevante SUP-Abfälle pro Jahr produziert werden. Der geschätzte Aufwand dafür für die Gemeinde beträgt 60.000 €.

3.6 Ergebnisse zu ausgewählten SUP-Gruppen

Die Analyse ergibt bisher nicht bekannte Ergebnisse hinsichtlich der Tabakprodukte, obwohl diese auch abfallwirtschaftlich mittlerweile hinreichend diskutiert werden (World Health Organisation 2022). Das Stückgewicht von Zigarettenstummeln schwankt in den Untersuchungen zwischen 251 und 394 mg bei Trockensubstanzgehalten von 87 bzw. 56 %. Die von 200 untersuchten Zigarettenstummeln aus dem Grazer Augarten ermittelte mittlere Trockensubstanz betrug 220 mg. Der minimale Trockensubstanzgehalt bei künstlich befeuchteten Zigarettenstummeln liegt bei 24 %, das Feuchtgewicht beträgt dann 910 mg, das ist das mehr als Vierfache der Trockensubstanz. In einem interessanten Gegensatz dazu wird in einer neuen von den österreichischen Tabakunternehmen beauftragten Studie von einem Filtergewicht von 180 mg gesprochen (Kaltenbrunner et al. 2021). Die fehlenden 22 % Trockensubstanz könnten die übersehenen Tabak- und Papierreste der Zigarette und Anhaftungen sein. Das Auseinanderklaffen der Daten weist darauf hin, dass für vorgelegte Daten Realität und Transparenz einzufordern ist (Abb. 3).

Diese Ergebnisse sind entsprechend dem Umstand einzuordnen, dass auf allen Grazer Spielplätzen Rauchverbot herrscht und – aus diesem Grund – an den acht vorhandenen Papierkörben keine Ascher angebracht sind.

Zur Untergruppe Zuckerlpapier (Bonbonpapier) unter den ERP-relevanten SUP-Teilen Tüten und Folienverpackungen kann nach einer Preisrecherche festgestellt werden, dass der Preis des Produktes von durchschnittlich 4,9 c/Stück beträgt und im Falle, dass es als Streumüll gelittert wird, Sammelkosten von 5,2 c/Stück entstehen. Das ist ein Verhältnis von 1,05 der Verkaufskosten. Ähnliche nachdenklich machende Vergleiche wurden bei falsch ins Abwasser entsorgten Feuchttüchern unternommen, wo das Verhältnis Verkaufspreis zu Entsorgungskosten 2017 2,5 betrug (Wellacher & Leitner 2018). Die Sammelkosten von 5,2 c/Stück wurden als Durchschnitt über alle gesammelten Teile erhoben, da bei der (professionellen) Arbeit mit Greifzangen praktisch jeder

Teil denselben Sammelvorgang benötigt. Bei Zigaretten betragen die Verkaufskosten 0,25 c/Stück, hier ist beträgt das Verhältnis Sammelkosten zu den Verkaufskosten daher 0,21.

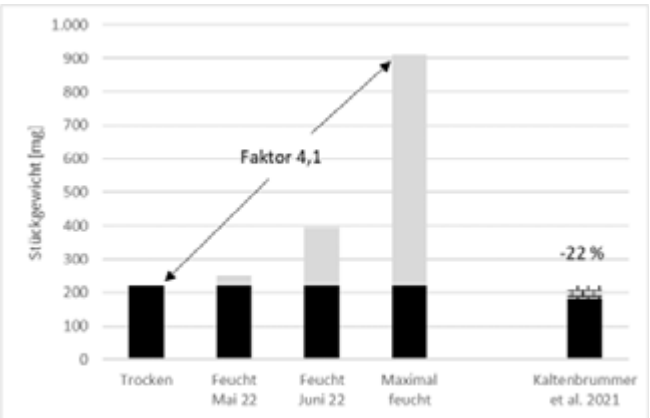


Abb. 3: Gemessene Stückgewichte eines durchschnittlichen Zigarettenstummels aus Streumüll vom Spielplatz im Grazer Augarten (n=200) im Vergleich zu einer von den Tabakunternehmen kürzlich veröffentlichten Studie

3.7 Zusammenfassung

Zusammenfassend sind durch diese verhältnismäßig kleine Studie deutliche Unterschiede zu derzeit in Österreich diskutierten Zahlen aufgetreten (Tab. 2).

Tab. 2: Unterschiede in den Ergebnissen der vorliegenden Studie zu derzeit diskutierten Zahlen (k.D. = keine Daten vorhanden)

	Einheit	Vorliegende Studie	Vergleichs-daten	Quelle
ERP-relevante SUP-Gruppen				
Anteil ERP-relevanter SUP-Gruppen am Streumüll	[% nach Gewicht]	23	8-11	Gallenbeck & Reuter 2020, Hauer 2021
Anteil ERP-relevanter SUP-Gruppen am Streumüll	[% nach Teilezahl]	51	23	Hauer 2021
Verpackungen				
Anteil aller Verpackungen am Streumüll	[% nach Gewicht]	15	33-35	Hauer 2021, Hietler et al. 2017
Anteil aller Verpackungen am Streumüll	[% nach Teilezahl]	31	k.D.	
Anteil der nicht ERP-relevanten Verpackungen am Streumüll	[% nach Teilezahl]	5	k.D.	
Zigarettenstummel				
Gewicht eines Zigarettenstummels	[mg/Stk.]	220-910	180	Kaltenbrunner et al. 2021
Anteil Zigarettenstummel am Streumüll	[% nach Gewicht]	4	0,4-1	Kaltenbrunner et al. 2022
Anteil Zigarettenstummel am Streumüll	[% nach Teilezahl]	21	10-39	Kaltenbrunner et al. 2022
Kosten der Sammlung von Zigarettenstummel	[€/Stk.]	0,052	0,0028	Gallenbeck & Reuter 2020

3.8 Grenzen der vorliegenden Arbeit

Die Analysen von 1.200 Stück Streumüll an drei Tagen haben naturgemäß eine begrenzte Aussagekraft und sollen als Beispiel für die Methode gelten, auf deren Relevanz der Umfang der Untersuchung keinen Einfluss hat.

4 EMPFEHLUNGEN

Den Gemeinden wird empfohlen, Maßnahmen im eigenen Bereich, zum Herstellerverantwortlichen und zum Bürger zu unternehmen. Natürlich gibt es auch darüber hinaus beteiligte Verantwortungsträger, mit denen die Gemeinden in gutem Austausch hinsichtlich der ERP-Ersatzkosten bleiben sollen, wie z.B. das zuständige Bundesministerium, die Länder, der Österreichische Städtebund oder der Österreichische Gemeindebund.

An **Maßnahmen im eigenen Bereich** wird der Aufbau einer guten Datenlage zu den im Gemeindegebiet relevanten Streumüll-Aufwendungen empfohlen. Damit wird die Berechnung der damit verbundenen Kosten realistisch und transparent. Das ist mit vertretbarem Aufwand möglich und sollte durch die ERP-Kostenersätze zu decken sein.

Hinsichtlich der **Methodik zur Erhebung von Littering-Daten** wird zum Zeitpunkt der Manuskriptlegung von mehreren Beteiligten auf eine noch durchzuführende Studie des BMK verwiesen, die im Voraus bereits an die Universität für Bodenkultur vergeben wurde. Eine einheitliche Methodik ist zu begrüßen, allerdings sollte sichergestellt sein, dass sie einer ausgewogenen Fachmeinung entspricht. Mit dieser Ankündigung werden vom BMK andere Datenerhebungen kritisch kommentiert, da sie ja dem zukünftigen Leitfaden nicht entsprechen könnten. Gleichzeitig laufen unter Leitung des BMK Verhandlungen über die ERP-Kostenersätze mit den Sammel- und Verwertungssystemen. Diese argumentieren mit von ihnen beauftragten Studien (z.B. Kaltenbrunner et al. 2021 und 2022) und den darin enthaltenen Daten, die zumindest teilweise zweifelhaft sind, wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit im Bereich der Tabakprodukte zeigen. Die Literatur zur Thematik enthält alternative Inhalte (World Health Organisation 2022). Außerdem können ja auch diese Untersuchungen nicht den Inhalten des noch zu erstellenden Leitfadens entsprechen.

Die vorliegende Arbeit soll zeigen, dass **schon zum vorliegenden Zeitpunkt** realistische und transparente Daten zu ERP-relevanten SUP-Kosten erarbeitet werden können.

Die vorgeschlagene Methodik ist natürlich ausbaufähig. Ergänzungen sind erwünscht und können beispielsweise die Messung von Personen- oder Papierkorbeinwurf-Frequenz an zu untersuchenden Standorten betreffen.

Unter den **in Richtung der Herstellerverantwortlichen** empfohlenen Maßnahmen sind zu nennen: die Einigung auf realistische und transparente Methoden, der Vorschlag für differenzierte ERP-Kostensätze und die Prüfung der Qualität von vorgelegten Daten.

Dem Versuch **generelle ERP-Kostensätze** für alle österreichischen Gemeinden einzuführen widersprechen die tatsächlichen Unterschiede zwischen ländlichen und urbanen Siedlungsgebieten oder zwischen in diesem Bereich wenig und stark motivierten Gemeinden. Die vorliegenden Ergebnisse aus dieser und anderen Studien zeigen die Bedeutung von auf Grund von transparenten Untersuchungen differenzierten Kostensätzen auf (Gellenbeck & Reuter 2020), (Hauer 2021).

Unter den **in Richtung der Bürger** empfohlenen Maßnahmen sind neben zahlreichen Empfehlungen aus der einschlägigen Literatur (z.B. Verband Kommunaler Unternehmen e.V. 2018) zu nennen: das Publikmachen von Lob und Tadel zum Litteringverhalten, die Einführung von Geldbußen, Bepfandungsmodelle von häufig gelitterten Gegenständen, die Überprüfung von lokalen Produzenten, ob sie als Trittbrettfahrer ungebührlich den öffentlichen Haushalt belasten, und der Einsatz von psychologischen Maßnahmen, wie z.B. Nudging.

LITERATUR

Bundesgesetz (2008). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten (Verpackungsverordnung 2014). BGBl. II Nr. 184/2014

Bundesgesetz (2014). Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002). BGBl. I Nr. 102/2002

Europäische Kommission (2019). Richtlinie (EU) 2019/904 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt. Brüssel

Gellenbeck, K. Reuter, R. (2020). Ermittlung von Mengenanteilen und Kosten für die Sammlung und Entsorgung von Einwegkunststoffprodukten im öffentlichen Raum. Studie der INFA, Ahlen, im Auftrag des Verband Kommunaler Unternehmen e.V. (VKU), Berlin

Hauer, W. (2021). Littering im Sinne der EU-Richtlinie 2019/904 Artikel 8: Erweitere Produzentenverantwortung, Ermittlung von Kennzahlen hinsichtlich Aufwand und Kosten für Straßenreinigung. Studie im Auftrag von Österreichischer Städtebund, Österreichischer Gemeindebund und ARGE AWV Österreich; Korneuburg

Hietler, P., Bernhofer, G., Pladerer, C. (2017) Littering in Salzburg – eine Situationsanalyse 2017 im Rahmen der Flurreinigungsaktion „Sauberes Salzburg“. Studie der Pulswerk GmbH, Wien, im Auftrag des Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg

Kaltenbrunner, W., Schweighofer, J., Stoifl, B., Kral, U. (2021). Cigarette littering evaluation – Austria. Studie der Denkstatt GmbH, Wien, und der Umweltbundesamt GmbH, Wien, im Auftrag von Philip Morris Austria GmbH, British American Tobacco Austria GmbH, JTI Austria GmbH und Imperial Tobacco Austria Marketing Service GmbH. Version 1.01 vom 08.11.2021

Kaltenbrunner, W., Schweighofer, J., Saxenhuber, A., Casanova, L. (2022) Littering in Österreich – Meta-Studie. Studie der Denkstatt GmbH, Wien, im Auftrag der Philip Morris Austria GmbH, British American Tobacco Austria GmbH, JTI Austria GmbH und Imperial Tobacco Austria Marketing Service GmbH, Version 1.1. vom 24.02.2022

Verband Kommunaler Unternehmen e.V. (2018). Wahrnehmung von Sauberkeit und Ursachen von Littering – Eine Langzeitstudie 2005-2017. Berlin

Wellacher, M., Leitner, M. (2018). Studie – Analyse und Verbleib von Feuchttücher-Abfall in der Kanalisation. Studie der Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft im Auftrag der Gemeinschaft Steirischer Abwasserentsorger, Graz

Wellacher, M. (2022). Kindergerechte Mülleimer (SpielMuell). Unveröffentlichte Studie des Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, im Auftrag der Holding Graz Kommunale Dienstleistungen GmbH, Graz

World Health Organisation (2022) Tobacco: poisoning our planet. https://www.who.int/publications/i/item/9789240051287, zuletzt abgerufen 16.07.2022

Examination of the processing of end-of-life railway towing vehicles

M. Dojcsák[1], S. Nagy[2] & T. Csiszár[3]
[1)] University of Miskolc, Faculty of Earth Science & Engineering, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary
[2)] University of Miskolc, Faculty of Earth Science & Engineering, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary
[3)] Alcufer Kft, Professional and commercial director, Győr, Hungary

ABSTRACT: In the spirit of the circular economy, in addition to avoiding the generation of waste, the processing and utilization of the generated waste as fully as possible plays an important role, this is especially true in the case of railway towing vehicles with a complex structure and a large mass. Significant railway vehicle purchases are taking place and are planned soon in Hungary, in addition to scrapping the vacated vehicles Large-scale developments can also be seen on the railway network, several lines have been electrified or will be electrified. The result of these processes is the expected large-scale scrapping and dismantling of certain types of locomotives. One of the locomotives which involved in the demolition tests was a diesel-hydraulic locomotive and an electric locomotive. The demolition began with the removal of the units considered dangerous, followed by the dismantling of the frame structure, the interior units, and then the chassis and bogies. In the case of larger units smaller sample pieces were cut out and the mass and composition of the larger units were estimated based on their weight and main parameters. Finally, the theoretical maximum value of the locomotives was estimated based on the current values of the London Metal Exchange and those examined in 2019 and in 2022.

1 INTRODUCTION

Within the framework of the OPTISOL project, under the leadership of Alcufer Ltd., with the participation of the University of Miskolc, we examined the composition and disassembly of commercial vehicles. Based on this, in cooperation with Alcufer Ltd., the tests were extended to two locomotives. whose purpose was to have a suitable description proposal for the dismantling of the locomotives before the start of the mass scrapping, as well as to be able to give a preliminary estimate, if necessary, of the types and expected quantity of secondary raw materials from the dismantling of the towing vehicles, all of this to facilitate the preliminary calculations of the waste processing companies, on the basis of which the value and quantity of railway vehicles and the types of materials resulting from their demolition.

2 LITERATURE REVIEW

There is little number of literature on the dismantling of railway vehicles. The mostly (I. Gombkotő, S. Nagy, L. Szutorcsik, T. Magyar, B. Csőke, Z. Eke, P. Chrabák, Zs. István, P. Lukács, 2017.) deals with the examination of the dismantling of buses and cars that have reached the end of their service life. The literature (M. Delogu, F. Del Pero, L. Berzi, M. Pierini, D. Bonaffini, 2017.) presented an examination of the dismantling of an ETR 1000 express train. The recycling rate of materials from railway vehicles that have reached the end of their life is very high, approx. 90 %. In the literature, the material categories that can be extracted from different vehicle types (passenger car, bus, railway vehicle) have been presented according to percentage composition. It turned out that in the case of the railway vehicle, non-magnetizable metals accounted for 37,3% of its total weight and 47,6 % of the magnetizable ones. The remaining approx. 15 % was made up by the non-metallic fraction according to the following composition: polymers 3,5 %, elastomers 2.8 %, glass 2,3 %, Modified Organic Natural Materials (MONM) 1,2 %, ceramics 1,9 %, liquids 1.2 %, electronics 2,1 %. During the examination, the difference in the composition of the motor train in the article and the two towing vehicles used in Hungary will be clearly visible. The difference allows us to conclude that the purpose of the railway vehicle in the article and the towing

vehicles which examined could have been completely different, yet their dismantling process is similar.
The (UNIFE Sustainable Transport Committee Topical Group, 2013) published by UNIFE, in which could find, in addition to many useful quantitative and compositional data, knowledge of the demolition process, which served as a good basis for the applied demolition method. In the first phase, the units which deemed dangerous were dismantled, followed by the dismantling of the parts with a larger metallic composition. After the demolition, the frame structure was pressed and then shredded, and the metal content of the resulting material proved to be extractable with the help of magnetic and eddy current separators.

3 KNOWLEDGE OF LOCOMOTIVE TYPES INVOLVED IN TESTS

The Hungarian State Railways 438 series is a medium-duty diesel-hydraulic locomotive for non-electrified tracks delivered to MÁV, the locomotive was manufactured in Romania between 1974-1979. In terms of drive, it is diesel-hydraulic driven, the power transmission is via cardan shafts. (original number: 168, current number: 8) (L. Bencsik, F. Márton 1995).

Fig. 1: Series 438 diesel-hydraulic locomotive (left) (Popescu, 2008.) and 431 silicon rectifier electric locomotive (Szever D. 2010)

The 431 series is the largest series of electric locomotives ever delivered to the Hungarian State Railways. Between 1963 and 1982, around 400 such silicon rectifier locomotives were put into operation, their current number is 258 (LocoClub's WEBSITE).

4 DEMOLITION PROCESSES, ANALYSIS

The demolition took place at the Alcufer Ltd. site in Szolnok, the first phases of which were carried out on the rails located on the site. Windshields and other glasses were first removed from the towing vehicles in this phase, and this was when the superstructure was removed from the chassis. Then came the equipment in the engine room, as well as the cab units and the cab itself The metal composition of the highlighted parts has been analyzed and weighed. After highlighting the larger units, the work continued with the grouping according to the different material categories and the possible further breakdown of the sub-units. After each piece was extracted, disassembled, and analyzed for metal composition, finally the chassis was cut and lifted from the rail, and the axles were also cut out from under the bogies. In the last phase, the metal composition of the units was analyzed and weighed. In the case of bogies or axles, 1 piece each was weighed and the weight of the total quantity was estimated based on that, but this is also the case with the box, in this case a smaller piece, e.g. 200x200 mm, was cut out of the large whole, and then after the weight of the sample was weighed, the total weight of the caste could be estimated based on its main dimensions and the weight of the sample.

Fig. 2: Bogie of a 438 series diesel-hydraulic locomotive (left, Author's own recording), traction motor of a 431 locomotive (right)

The metal composition of the various equipment was analyzed using the Olympus Vanta portable, hand-held XRF five-alloy and precious metal analyzer. The device uses small X-ray tubes as a radiation source,but does not contain radioactive isotopes. "Vanta" can be used for compositional analyzes in the Mg-U element range, including noble metals or rare earth metals.

5 RESULTS OF THE EXAMINATION

The towing vehicles participating in the demolition tests can be said to be an integral part of the locomotive fleet performing main and sideline service in Hungary to this day. However, these vehicles reach the end of their service life in a short period of time, and in today's terms, they prove to be out of date, so their dismantling is a very topical issue these days. The locomotives included in the study were not considered to be of full value. The Romanian locomotive can be said to be almost complete, as the incoming weight was 42,640 kg, compared to the service 46,000 kg, it was a vehicle with more than 90% value. The reason for the difference is that the operating fluids were already drained before the mass measurement. The incoming mass of the electric locomotive was 59,650 kg, of which 59,350 kg was recovered. The working weight of this tractor is 80,000 kg, so in terms of its value, it turns out to be only a nearly 75% locomotive. It is important that the main transformer was not included in the incoming mass, as it had previously been removed from it, but at the same time an equivalent piece was tested. Thus, its value already increases to almost 88%. Table 1 shows that there are units that can be found in both types of locomotives: frame structure, bogie, and the air system. Iron accounts for more than 88% of the aforementioned units, and glass and plastic were also present in a small percentage. In essence, this is the end of the similarities, since the additional equipment is different types of towing vehicles, they differ to a great extent, both in terms of their purpose and composition. It can be clearly seen that while the gear box of the 438 series locomotive contains almost only (more than 96 %) iron, the 431 locomotive - in addition to the high iron content of the main circuit electrical equipment - contains a significant amount of copper, which most of it is concentrated in electric traction motors. There is no significant difference in composition between the diesel engine and its service equipment and the auxiliary electrical equipment of the electric locomotive, the main component being iron (more than 96%), even though copper is naturally present in the electrical equipment. In both types, copper is present in a significant amount - 35-46 % - in the additional electrical equipment and other fraction, which is concentrated in the cables. In the case of other equipment, metallic components are still present in a large percentage. The palette of components for other factions and other electrical equipment is diversed, plastic, wood, and porcelain appear.

Tab. 1: Comparison of the demolition results of series 438-431 locomotives. (Author's own editing)

	Series 438 diesel-hydraulic locomotive		Series 431 silicon rectifier electric locomotive	
Main units	**Weight [kg]**	**Compound [%]**	**Weight [kg]**	**Compound [%]**
Frame structure	14,706	99.23 (Fe), 0.77 (Glass)	14,685	99.08 (Fe), 0.92 (Glass)
Bogie	12,840	100 (Fe)	28,120	100 (Fe)
Air system	963	98.86 (Fe), 1.14 (Plastic)	93	88.17 (Fe), 12.83(Plastic)
Other electrical equipmnets, electronics	600	49.17 (Fe), 35.83 (Cu), 15 (Plastic)	141	46.81 (Cu), 31.21 (Fe), 20.57 (Al), 1.41 (Plastic)
Other equipments	650	98.46 (Fe), 1.54 (Al)	1,888	75.95 (Fe), 4.05 (Al)
Engine and its equipments	6,700	97.01 (Fe), 2.99 (Al)		
Diesel engine and service equipments	5,680	96.30 (Fe), 3.70 (Al)		
Main circuit electrical equipment			25,365	87.99 (Fe), 11.80 (Cu), 0.12 (Plastic), 0.05 (Wood, Resionous wood), 0.02 (Al), 0.02 (Porcelain)
Auxiliary electrical equipment			272	97.79 (Fe), 0.37 (Cu), 1.84 (Other)
Other electrical equipment			295	33.22 (Al), 4.07 (Cu), 5.08 (Wood, Resionous wood), 54.24 (Fe), 2.37 (Plastic), 1.02 (Porcelain)
Other fractions	281	67.97 (Wood), 14.23 (Plastic), 13.17 (Other), 2.63 (Al)		
Total	**42,420**	**97.35 (Fe), 1.02(Al), 0.51 (Cu), 0.45 (Wood), 0.33 (Plastic), 0.25 (Glass) 0.09 (Not identified)**	**70,859**	**94.52 (Fe), 4.33 (Cu), 0.79 (Al), 0.19 (Glass), 0.05 (Plastic), 0.11 (Wood, Resionous wood), 0.01 (Porcelain)**

6 MATERIAL COMPOUND ESTIMATE, TOTAL VALUE ESTIMATE

First of all, it is important to emphasize that during the estimations, the demolition and other costs were not taken into account, only the theoretical maximum value of the material categories(only metals),that can be extracted during the demolition was estimated. During the process, data from the London Metal Exchange served as a basis. The estimated values are apply to dates 24.06.2022. and 27.04.2019. The following tables (Table 2.1, Table 2.2) show the composition and total price estimation of the towing vehicle types examined during the demolition, at the above-mentioned times.

Tab. 2: Compound and total price estimate of series 438-431 locomotives based on the London metal exchange prices of 04/27/2019. (Author's own editing) (London Metal Exchange's website, 2021)

	Series 438 diesel-hydraulic locomotive				**Series 431 silicon rectifier electric locomotive**		
Compound	**Specific value [USD/t]**	**Weight [t]**	**Weight [%]**	**Value [USD]**	**Weight [t]**	**Weight [%]**	**Value [USD]**
Iron	300	41.297	97.35	12,389	66.975	94.52	20,093
Aluminum	1,831	0.433	1.02	793	0.56	0.79	1,025
Copper	6,392	0.215	0.51	1,374	3.073	4.33	19,643
Plastic		0.141	0.33	-	0.034	0.05	-
Wood		0.191	0.45	-	0.077	0.11	-
Glass		0.106	0.25	-	0.135	0.19	-
Lining		0.037	0.09	-	0.005	0.01	-
∑		**42.42**	**100**	**14,556**	**70.895**	**100**	**40,761**

Tab. 3: Compound and total price estimate of series 438-431 locomotives based on the London metal exchange prices of 24.06.2022. (Author's own editing) (London Metal Exchange's website, 2021)

	Series 438 diesel-hydraulic locomotive				**Series 431 silicon rectifier electric locomotive**		
Compound	**Specific value [USD/t]**	**Weight [t]**	**Weight [%]**	**Value [USD]**	**Weight [t]**	**Weight [%]**	**Value [USD]**
Iron	938	41.297	97.35	38,737	66.975	94.52	62,822
Aluminum	2,480	0.433	1.02	1,074	0.56	0.79	1,389
Copper	8,580	0.215	0.51	1,844	3.073	4.33	26,366
Plastic		0.141	0.33	-	0.034	0.05	-
Wood		0.191	0.45	-	0.077	0.11	-
Glass		0.106	0.25	-	0.135	0.19	-
Lining		0.037	0.09	-	0.005	0.01	-
∑		**42.42**	**100**	**41,635**	**70.895**	**100**	**90,577**

In the Table 2 we can see the total weight of the material categories extracted from the locomotives in kilograms and in percentage compound, as well as the specific value and theoretical maximum values of the metallic fractions, the latter being summed up in dollars. The table shows that of the two types of towing vehicles that were dismantled, the electric locomotive represents a larger value, almost three times. It is important that the copper content of the electric locomotive, if we are talking about a more complete locomotive than the one tested, could be even more, because this machine lacked the thick cable and larger coils that were in the engine room and under the floor panel. It is also clearly visible in the table that in the case of the 438 series locomotive, the value is given by the iron content above 97%, while in the case of the 431, the theoretical maximum value of the large amount of copper exceeds the value of the also considerable amount of iron content. In the Tabel 3, the theoretical maximum value of the locomotives has more than doubled compared to the year/years before the virus situation and the war conflict.

7 SUMMARY

In terms of the material composition of the 438 series diesel locomotive during the demolition tests and the valuation, it contains more than 97% iron, approximately 1% aluminum and 0.5% copper, thus the theoretical maximum value of the locomotive today $41,635. In contrast, in the case of the 431 series electric locomotive, more than 94% resistance was found with approximately 0.8% aluminum and more than 4% copper, which represents a theoretical maximum value of $90,577. In the case of the traction vehicles presented in Chapter 3, it was observed that 50% of the total stock was taken out of maintenance by 2021 for certain types of locomotives, such as the examined 438 series. These figures also prove that the topic could not possibly be more current, because sooner or later, vehicles which are taken out of maintenance will be scrapped.

8 ACKNOWLEDGMENT

The research was conducted at the University of Miskolc as part of the „Developments aimed at increasing social benefits deriving from more efficient exploitation and utilization of domestic subsurface natural resources" project supported by the Ministry of Innovation and Technology from the National Research, Development, and Innovation Fund according to the Grant Contract issued by the National Research, Development and Innovation Office (Grant Contract reg. nr.: TKP-17-1/PALY-2020).

REFERENCES

I. Gombkötő, S. Nagy, L. Szutorcsik, T. Magyar, B. Csőke, Z. Eke, P. Chrabák, Zs. István, P. Lukács, DISMANTLING AND RECYCLING OF END OF LIFE LARGE COMMERCIALl vEHICLES. KOSICE, 2017.

L. Bencsik, F. Márton (1995): STRUCTURE, OPERATION AND HANDLING OF M43 AND M47 SERIES DIESEL LOCOMOTIVES. (MÁV LLC. BUDAPEST, 1995.)

LocoClub's website, TECHNICAL DATA OF V43 ELECTRIC TRAIN, web: http://www.lococlub.hu/Muszaki.php?sor=V43&mr=V (Download: 11.05.2021.)

London Metal Exchange's website, web: https://www.lme.com/en-GB/Metals/Non-ferrous/Copper#tabIndex=2 (Downdload: 11.05.2021.)

M. Delogu, F. Del Pero, L. Berzi, M. Pierini, D. Bonaffini, END-OF-LIFE IN THE RAILWAY SECTOR: ANALYSIS OF RECYCLIBILITY AND RECOVERABILITY FOR DIFFERENT VEHICLE CASE STUIDES. WASTE MANAGEMENT FEBRUARY 2017.

UNIFE Sustainable Transport Committee Topical Group: Life Cycle Assessment, RECYCLIBILITY AND RECOVERABILITY CALCULATION METHOD RAILWAY ROLLING StOCKS. BELGIUM, 01.03.2013.

Maßnahmenrelevante Faktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich

P. Beigl[1] & A. Happenhofer[1]
[1)] Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Kernziel der derzeit laufenden Studie zur ‚Auswertung von Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich 2018/2019 zur Entwicklung eines effizienten Analysekonzeptes ist es, die neben Daten zur Restmüllzusammensetzung auch Altstoffsammelmengen von z.B. biogenen Abfällen, Altpapier, Verpackungsabfällen berücksichtigen und zu verschneiden, eine Differenzierung nach Liegenschaftsebene (z.B. Behältervolumen, Abfuhrintervalle), auf Gemeindeebene nach mehr als 50 Einflussfaktoren zu umfassen und statistisch zu analysieren. Die Evaluierung abfallwirtschaftlicher Einflussfaktoren zielt darauf ab, Erfahrungswerte für Maßnahmen innerhalb von Regionen mit ähnlicher Siedlungsstruktur und abfallwirtschaftlicher Gestaltung (z.B. Sammelsystem) nach der Grundintention vom Benchmarking („Lernen von den Besten“) umzulegen und deren Wirkung abzuschätzen. Mögliche Einflussfaktoren sollen anhand relevanter Untersuchungsfragen für alle Abfallströme definiert werden, um regionalspezifische Erfassungspotenziale für Altstoffe abzuleiten. Der Beitrag beinhaltet eine Darstellung von Datenbasis, Methodik und Analysekonzept.

1 HINTERGRUND UND MOTIVATION

Das Ziel des 2017 abgeschlossenen Forschungsprojekts „Erstellung eines Leitfadens für die Durchführung von Restmüll – Sortieranalysen“ war es, österreichweit vergleichbare Daten über die gemischten Siedlungsabfälle zu erhalten, um gezielt bundesweite oder regionale abfallwirtschaftliche Maßnahmen insbesondere im Bereich der Sammelinfrastruktur und Öffentlichkeitsarbeit setzen zu können (Beigl 2020). Damit soll die Abfallvermeidung forciert und der Anteil der getrennt zu sammelnden und somit stofflich verwertbaren Abfallfraktionen gesteigert werden. Im Leitfaden wurde erstmals eine österreichweit verbindliche Methodik festgelegt, die abfallwirtschaftliche, abfalltechnische und statistische Kriterien erfüllt. Auf Basis dieser Vorgaben wurden 2018/19 in allen österreichischen Bundesländern Restmüll-Sortieranalysen durchgeführt (Hauer, et al. 2020). Damit steht in Österreich erstmals eine bundesweit einheitliche Datenbasis für die kommunale Restmüllzusammensetzung zur Verfügung, die genaue Vergleiche nach Sammelsystemen sowie nach demographischer und siedlungsstruktureller, regionaler Charakteristik ermöglicht. Eine bundesweite Auswertung auf Basis der sozio-ökonomischen Charakteristik auf Gemeindeebene und nach Saisonen wurde im Jahr 2020 publiziert (Beigl 2020).

2 ZIELSETZUNG

Kernintention der derzeit laufenden Studie zur ‚Auswertung von Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich 2018/2019 zur Entwicklung eines effizienten Analysekonzepts‘ ist es, die neben Daten zur Restmüllzusammensetzung auch Altstoffsammelmengen von z.B. biogenen Abfällen, Altpapier, Verpackungsabfällen berücksichtigen und zu verschneiden, eine Differenzierung nach Liegenschaftsebene (z.B. Behältervolumen, Abfuhrintervalle), auf Gemeindeebene nach mehr als 50 Einflussfaktoren zu umfassen und statistisch zu analysieren. Die Evaluierung abfallwirtschaftlicher Einflussfaktoren zielt darauf ab, Erfahrungswerte für Maßnahmen innerhalb von Regionen mit ähnlicher Siedlungsstruktur und abfallwirtschaftlicher Gestaltung (z.B. Sammelsystem) nach der Grundintention vom Benchmarking („Lernen von den Besten“) umzulegen und deren Wirkung abzuschätzen. Mögliche Einflussfaktoren sollen anhand relevanter Untersuchungsfragen für alle Abfallströme definiert werden, um regionalspezifische Erfassungspotenziale für Altstoffe abzuleiten.

Die Konkretisierung der Ziele und zu beantwortenden Untersuchungsfragen ist in Tabelle 1 anhand der Zielgrößen für die Analysen skizziert. Neben der Restmüllzusammensetzung stehen Getrennterfassungspotenziale nach Altstoffen und spezifische Sammelmengen nach Abfallarten im Fokus. Weitere umfassen das spezifische Aufkommen im Sinne des Abfallpotenzials und das Abschöpfungspotenzial. Exemplarisch sind Untersuchungsfragen angeführt.

Tab. 1: Zielgrößen für Analysen von Altstoffsammelmengen und Restmüllzusammensetzung

Zielgrößen (abhängige Variable)	Einheit	Untersuchungsfragen (Beispiele)
Fraktionsanteile im Restmüll	Masse-%	Einfluss der Altstoffsammlung im Hol- oder Bringsystem
Getrennterfassungspotential nach Altstoff[1]	Masse-%	Einfluss von Abfuhrintervallen und bereitgestellten Behältervolumina
Spezifische Sammelmengen	kg/Ew/a	Einfluss unterschiedlicher Andienungspflichten
Spezifisches Aufkommen (Potenzial)	kg/Ew/a	Möglicher Einfluss von Einzelkompostierung
Abschöpfungspotenzial	t/a	Mögliche Abschöpfung von in Relation zum „optimalen“ Sammelsystem in strukturell vergleichbaren Regionen (z.B. Tourismusgebiete)
Schüttdichte bzw. spezifisches Volumen (brutto / netto)	kg/m³ bzw. l/kg	Einfluss von Behältervolumina

[1)] Biogene Abfälle, Altpapier und Kartonagen, Leicht-, Metall- und Glasverpackungen.

Den Untersuchungsgegenstand bilden getrennt und gemischt erfasste Fraktionen von in der Regel massenrelevanten Abfallarten laut Tab. 2. Für jede untersuchte Abfallart werden komplementäre Fraktionen angeführt, wobei zu erwartende Unschärfen bei der Zuordnung durch die Berücksichtigung weiterer Abfallarten (z.B. Sperrmüll, Grünschnitt) in der Folge zu beachten sind.

Tab. 2: Untersuchte Abfallarten und Fraktionen nach Material und Sammelware

Abfallarten nach vorwiegender stofflicher Verwertbarkeit	Erfassung als Altstoff (Sammelware)	Erfassung als Restmüll (Fraktionen laut Analysen)
Biogene Abfälle	Biotonnenmaterial	Organik Vermeidbare Lebensmittelabfälle
Papier, Pappe, Karton (PPK)	Gemischtes Altpapier (Originalsammelware)	PPK Verpackungen PPK Nichtverpackungen
Leichtverpackungen (LVP)	LVP (nach erfassten Fraktionen)	Kunststoff-Verpackungen Sonstige Leichtverpackungen
Glasverpackungen	Glasverpackungen	
Metallverpackungen	Metallverpackungen / Miterfassung bei LVP	Metallverpackungen
Weitere getrennt zu erfassende, verwertbare Fraktionen	Metalle Nichtverpackungen Textilien und Schuhe EAG, Batterien und Problemstoffe	
Vorwiegend nicht stofflich verwertbare Abfälle	„Echter“ Restmüll, z.B. Hygieneartikel, sonstige Abfälle, Sortierrest	

3 DATENBASIS UND METHODIK

3.1 Datengrundlage zur kommunalen Abfallsammlung und Restmüllzusammensetzung

Die Datenbasis bilden Daten zu Restmüllsortieranalysen 2018/19 und kommunalen Sammelmengen für die beteiligten acht Bundesländer im Zeitraum 2018/2019.
Verfügbare Daten zu Restmüllsortieranalysen umfassen ca. 2550 Einzelproben zur Zusammensetzung nach 21 Fraktionen, Metadaten zur Probenahme und Analyse, liegenschaftsbezogene Daten zur Bebauung und Nutzung der Liegenschaft sowie abfallwirtschaftliche Informationen, wie Behältnistyp und -volumina, Abfuhrintervalle und sonstige Getrennterfassung. Weiters werden verfügbare Zusatzerhebungen von einzelnen Bundesländern verwendet.

Daten zu kommunalen Sammelmengen umfassen jährliche Sammelmengen mit Zuordnung zu Gemeinden, Gemeindegruppen und Verbänden sowie Sammelsysteme und verwandte Informationen inklusive Metadaten.

Tab. 3: Untersuchte Einflussfaktoren nach Maßnahmenbezug und regionaler Ebene (Auswahl)

Faktor nach Beeinflussbarkeit bzw. Gruppe	Faktor	Regionale Ebene bzw. Trennschärfe
Nicht oder wenig beeinflussbar Faktoren		
Saison	Halbjahr oder Quartal	-
	Touristische Saison (Hoch-/Zwischensaison)	-
Siedlungsstruktur	Sozioökonomische Struktur (ländlich, intermediär, städtisch)	Gemeinde
	Siedlungsdichte (Ew/ha)	
	Wohnbevölkerung in Mehrfamilienhäusern (%)	
	Haushaltsgröße (Ew/Haushalt)	
	Bebauung und Nutzung der Liegenschaft	Liegenschaft
Betriebliche Charakterstik	Spezifischer Pendlersaldo (Verhältnis Ein- zu Auspendler)	Gemeinde
	Tourismus (Übernachtungen pro Ew)	
	Andienungspflichten	Bundesland (tw. Gemeinden)
Potentiell beeinflussbare Faktoren		
Restmüll-Sammlung	Behältnisvolumen (Liter)	Liegenschaft
	Behältnistyp (Behälter / Sack)	
	Abfuhrintervall (Wochen)	
Biotonnen-Sammlung	Biotonnensammlung (Hol-/Bringsystem bzw. Angebot)	Gemeinde
	Bereitstellung/Anschluss Biotonne	Liegenschaft
	Einzelkompostierung (beobachtet)	
PPK-Sammlung	PPK-Sammelsystem (ab Haus, Sammelinsel, ASZ)	Gemeinde
	Bereitgestellte Altpapiertonne	Liegenschaft
LVP-Sammlung	LVP-Sammelsystem (ab Haus, Sammelinsel)	Gemeinde
	Erfasste LVP-Fraktionen (System 910, 915, 930, 930)	Gemeinde
Metallverpackungs-sammlung	Sammelsystem (ab Haus, Sammelinsel)	Gemeinde
Glasverpackungen	Sammelsystem (Hol-/Bringsystem)	Gemeinde
	Bereitgestellte Glasbehälter (Hub-/Schüttsystem)	Liegenschaft

3.2 Entwicklung und Umsetzung des Analysekonzepts

Aus statistischer Sicht umfasst der Untersuchungsgegenstand eine hohe Anzahl an Abfallfraktionen und Faktoren (s. Tab. 3), womit eine außerordentlich hohe Anzahl an möglichen Hypothesen theoretisch bearbeitbar ist. Für jede Hypothese sind abhängige und unabhängige Variablen sowie Kontrollvariablen zu definieren. Methodischer Fokus liegt daher auf einem statistisch und abfallwirtschaftlich schlüssigen Untersuchungsplan (v.a. bezüglich Reihenfolge der abzuarbeitenden Hypothesen) und der gezielten Dimensionsreduktion, um am Ende ein überschaubares Set von hochsignifikanten Faktoren zu erhalten, deren Einfluss aus abfallwirtschaftlicher Betrachtung interpretierbar ist. Eine weitere methodische Herausforderung besteht in den eindeutig nicht normalverteilten Daten zu Fraktionsanteilen, womit die Durchführung einer „klassischen" faktoriellen Varianzanalyse nicht sinnvoll ist. Stattdessen wird ein multivariates Resamplingverfahren in Kombination mit Kreuzvalidierung entwickelt und an die Charakteristik der vorliegenden Daten angepasst. Bestehende Methoden werden verglichen.
Im Analysekonzept wurden diese Herausforderungen mit einer Reihe von Maßnahmen (z.B. hierarchisches, mehrstufiges Resampling) inklusive Software-Implementierung (Toolentwicklung für e-Reports) umgesetzt, um statistische Anforderungen (z.B. Vermeidung von Verzerrungen durch Multikorrelation) einzuhalten und die inhaltliche Aussagekraft und Verständlichkeit zu fördern. Hervorzuheben ist die Gruppierung der Faktoren nach Beeinflussbarkeit, um den Maßnahmenbezug mittels beeinflussbarer Faktoren hervorzustreichen und dabei auf die regionale

Charakteristik bezüglich Siedlungsstruktur, Bedeutung von Tourismus und Gewerbe etc. (entsprechend als Kontrollvariablen) Bezug zu nehmen (s. Tab. 3).

4 ERGEBNISSE

Zum Zeitpunkt dieser Publikation liegen zum laufenden Projekt nur vorläufige Ergebnisse vor, die die Bedeutung nach Stadt-Land-Schichten und Tourismus für Restmüllfraktionsanteile und Abfallpotenziale (vgl. Beigl 2020) untermauern, die Relevanz von bereitgestellten Behältervolumina und Abfuhrintervalle auf v.a. Getrennterfassung unterstreichen und die Mengenrelevanz von gewerblichen Abfällen bei einzelnen Fraktionen zeigen. Endergebnisse werden im Rahmen der Konferenz präsentiert.

5 DANKSAGUNG

Die Studie zur „Auswertung von Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich 2018/2019 zur Entwicklung eines effizienten Analysekonzepts“ wird im Auftrag des Amts der Steiermärkischen Landesregierung, Abt. 14 (Konsortialführung), des Amts der Kärntner Landesregierung, Abt. 8, des Amts der Niederösterreichischen Landesregierung, Abtteilung Umwelt- und Energiewirtschaft, die NÖ Umweltverbände, des Amts der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, dem Oberösterreichischen Landesabfallverband, des Amts der Salzburger Landesregierung, Abt. 5, des Amts der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, des Amts der Vorarlberger Landesregierung, Umwelt- und Klimaschutz (Fachbereich Abfallwirtschaft), den Umweltverband Vorarlberg – Abfallwirtschaft und das Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48 durchgeführt.

LITERATUR

Beigl, P. (2020) Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/19. Wien: Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Hauer, W. (2020) Einheitliche Restmüllanalysen in Österreich 2018/19 – Erfahrungen und Ergebnisse. In: Pomberger, R (Hrsg.), Recy&Depotech 2020, Konferenzband zur 15. Recy&Depotech-Konferenz in Leoben, Österreich; ISBN: 978-3-200-07190-2

CircularGraz – Status Quo und Maßnahmen zum Erreichen der EU-Recyclingziele in Graz

A. Loidl[1], M. Wellacher[2], K. Münzer[1], M. Ortner[1], C. Lindmayr[3] & V. Königshofer[3]
[1)] Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH, Sparte Abfallwirtschaft, Graz, Österreich
[2)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich
[3)] Stadt Graz, Referat für Abfallwirtschaftscontrolling, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU-Abfallrahmenrichtlinie 2018 definiert für Siedlungsabfälle die Recyclingziele von 55 % bis 2025 und 60 % bis 2030. Ziel des Projektes Circular Graz war es die aktuellen Trenn- und Recyclingquoten der Siedlungsabfälle der Stadt Graz zu erheben sowie Maßnahmen zur Erreichung der EU-Ziele abzuleiten. Dazu wurden die Siedlungsabfälle in Gruppen geclustert und für diese die Trenn-, Rezyklat- und Recyclingquoten für das Jahr 2019/20 errechnet. Zur eindeutigen Darstellung und Abgrenzung des Begriffes „Recyclingquote“ wurde der Begriff „Rezyklatquote“ vorgeschlagen, der sich auf die getrennt gesammelte Menge bezieht.

1 EINLEITUNG

Die EU-Abfallrahmenrichtlinie 2008 (Europäische Union, 2008) ist die wesentliche Grundlage für die europäische Abfallwirtschaft. Die Abfallrahmenrichtlinie 2008 zielt mit der Novelle 2018 auf die Stärkung der Abfallvermeidung, der Vorbereitung zur Wiederverwendung und dem Recycling hin, womit im selben Gedankengang die Reduktion der thermischen Verwertung (= energetische Verwertung) und der Beseitigung (Deponierung und Verbrennung ohne energetische Verwertung) inkludiert sind. Die Richtlinie legt die für die vorliegende Studie wichtigen Recyclingquotenziele für die Siedlungsabfälle der Mitgliedsstaaten fest: 50 % für 2020, 55 % für 2025, 60 % für 2030 und 65 % für 2035.

2 ERHEBUNG DER AKTUELLEN TRENN-, RECYCLING- UND DEPONIERUNGSQUOTEN

Der Begriff Trennqualität wird hier als Trennquote verstanden. Vorgeschriebene Trennquoten gibt es für Graz nicht, wohl die Verpflichtung bestimmte Materialien getrennt zu sammeln, z.B. die Biogenen Abfälle nach 31.12.2023. Trennquote und Recyclingquote hängen zusammen: Ist die Trennquote niedrig, wird es auch die Recyclingquote sein und umgekehrt. Die Stadt Graz hat wesentlich mehr Einfluss auf die Trennquote als auf die Recyclingquote.

2.1 Methode

Die Gesamtmengen der Grazer Siedlungsabfälle wurden für 2019 erhoben. 2020 wurde wegen einiger Besonderheiten beim Aufkommen auf Grund der COVID-19-Krise nicht herangezogen.

Gesamtmengen, Trennquote und Recyclingquote wurden einmal mit dem Anteil der Heimkompostierung berechnet und einmal ohne. Zur Berechnung der heimkompostierten Menge wurde die durchschnittliche Menge der Biogenen Abfälle pro Einwohner der Liegenschaften ohne Heimkompostierung herangezogen, das sind 752 kg/(Liegenschaft*a) und entspricht einer Anzahl von 4,4 Einwohner:innen pro Liegenschaft (Münzer, K., 2021).

Die Ermittlung von Trenn-, Recycling- und Deponierungsquote erfolgte basierend auf dem Datenmaterial der Holding Graz sowie auf dem von ihren Lieferant:innen angegebenen Aufbereitungs- und Behandlungswegen und einer Kombination aus Literaturrecherche und Expert:innenbefragung.

a) Trennqualität bzw. Trennquote
Zur Berechnung der Trennquote wurde für die meisten betrachteten Fraktionen die steirische Restabfallanalyse 2018/19 herangezogen (Technisches Büro für Umweltschutz GmbH, 2019). Diese Methode wird u.a. auch vom Klimaministerium für die Ermittlung des Aufkommens und der Recyclingquote für Leichtverpackungen angewendet (Rosenberger, 2021). Die Aufkommenssumme jeder Abfallfraktion ergibt sich aus der getrennt gesammelten Menge und der Menge, die anteilsmäßig im Restmüll enthalten ist.

b) Recyclingquote
Die Recyclingquoten der EU müssen nach der neuen Berechnungsmethode (Europäische Kommission, 2019) ermittelt und vom Bund an die EU gemeldet werden. Dazu sind ausschließlich dem Recycling zugeführte Rezyklate in Bezug zum Aufkommen zu ermitteln. Jegliche auf dem Weg zum Recycling ausgeschleusten Störstoffe oder Abfälle sind von der Rezyklatmenge abzuziehen. Es werden Berechnungspunkte für einzelne Abfallmaterialien und Recyclingprozesse angegeben, z.B. Altpapier- oder Glasrecycling.

Es ist für eine genaue Berechnung wesentlich, zwischen einer Recycling- und der Rezyklatquote zu unterscheiden, wobei der Begriff Rezyklatquote hier erstmals so definiert wurde. Recyclingquoten beziehen sich auf das gesamte Aufkommen einer Fraktion, also auf die getrennt gesammelten Anteile und jene in den gemischt gesammelten Fraktionen enthaltenen Anteile, d.h. auf das Gesamtaufkommen dieser Fraktion. Analog zur Trennquote gibt es die Recyclingquote wiederum mit und ohne Berücksichtigung der Heimkompostierung.
Rezyklatquoten beziehen sich nur auf die getrennt gesammelten Anteile.

3 ERGEBNISSE

3.1 Trennquote für die Grazer Siedlungsabfälle

Von in Graz 2019 gesammelten 153.688 t Siedlungsabfällen wurden 55,5 % (85.344 t) getrennt erfasst. Bei Einberechnung der Heimkompostierung (Münzer, K., 2021 a) steigt die gesammelte Menge auf 159.082 t und die Trennquote auf 57,0 % (90.738 t) (Abb.1).

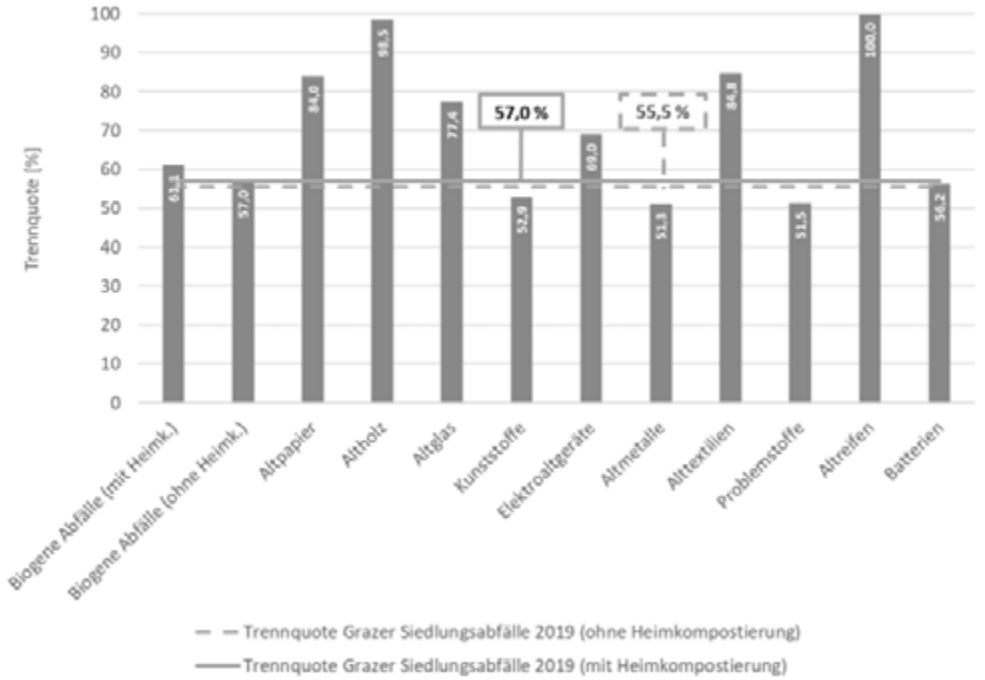


Abb. 1: Trennquoten für in Graz getrennt gesammelte Abfallfraktionen für das Jahr 2019

3.2 Recyclingquote für Grazer Siedlungsabfälle

Aus allen spezifischen Recyclingquoten zusammen ergeben sich für Graz für 2019/2020 79.345 t Rezyklate und damit eine Recyclingquote von 49,9 % inklusive bzw. 48,1 % exklusive Heimkompostierung (Abb. 2).

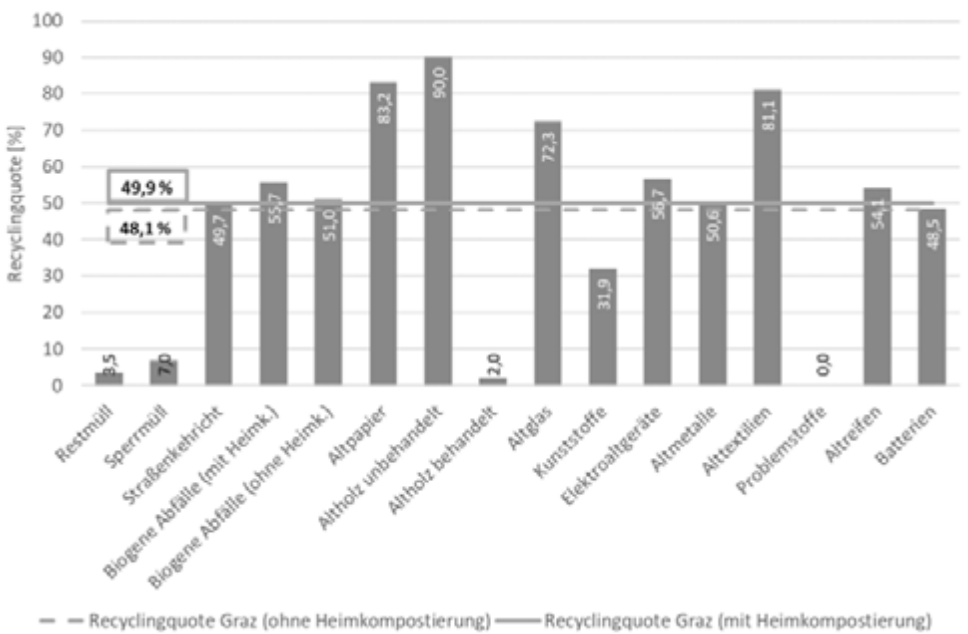


Abb. 1: Recyclingquoten Graz für alle Fraktionen 2019/2020

3.3 Deponierungsquote für Grazer Siedlungsabfälle

Insgesamt ergibt sich für die Grazer Siedlungsabfälle eine Deponierungsquote 2019/2020 von 1,5 % für direkt deponiertes Material und 4,1 % für die deponierte Asche aus der Verbrennung von Grazer Siedlungsabfall in Wirbelschicht-, Rostfeuerungs- oder Drehrohrofenanlagen (Abb. 3). Damit unterschreitet Graz eindeutig den von der EU-Deponierichtlinie für 2035 vorgegebenen Grenzwert von 10 % schon heute.

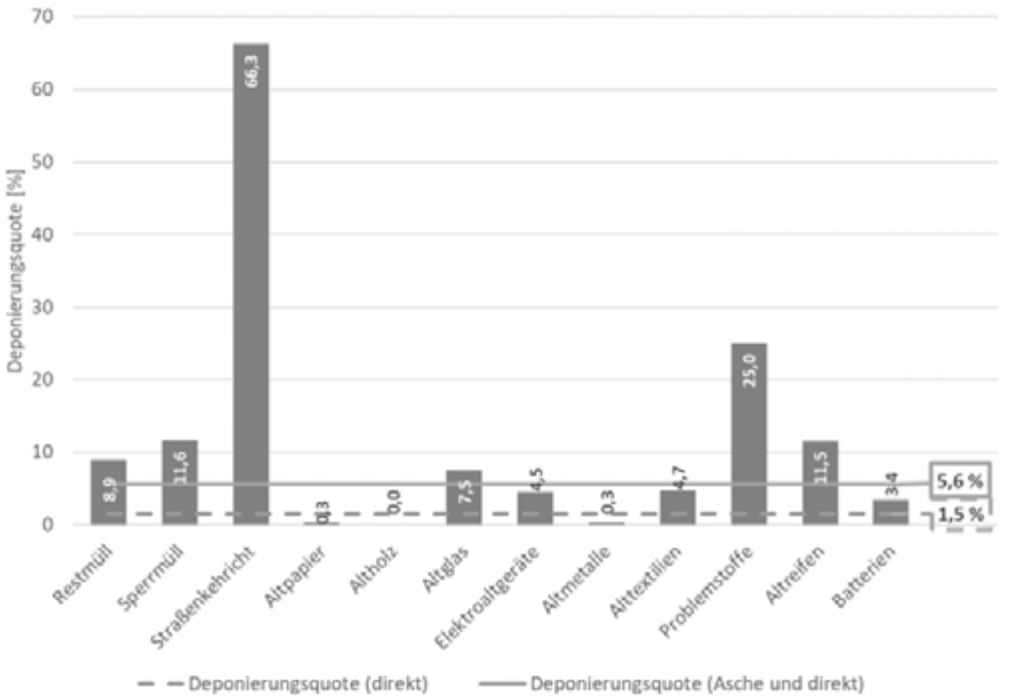


Abb. 2: Deponierungsquoten für in Graz gesammelte Fraktionen für das Jahr 2019/2020

4 MASSNAHMENVORSCHLÄGE

Die Ergebnisse der Trenn-, Recycling- und Deponierungsquoten ergaben eine Priorisierung von Abfallfraktionen, die die größte Hebelwirkung für die Erreichung der EU-Zielvorgaben haben können.

Basierend darauf wurden in Summe rund 50 Einzelmaßnahmen zur Steigerung der Trenn- und Recyclingquoten erarbeitet und diskutiert. Diese teilten sich auf in Maßnahmen zur Verbesserung der Quellensortierung bei den Bürger:innen, der Sortierung in den Anlagen der Holding Graz, des Recyclings bei Verwertungspartner:innen und allgemeine Maßnahmen. Alle Maßnahmen wurden nach den Kriterien Mengenrelevanz (Relevanz zum Gesamtabfallaufkommen in Graz), Kosten (Investitions-, Betriebs- und Entsorgungskosten und Wertstofferlöse) und Klimaschutz (Erläuterung siehe unten) bewertet.

Nach der Bewertung konnten folgende vier Maßnahmenpakete definiert werden: 1) Biogene Abfälle, 2) Wertstoffe, 3) Elektroaltgeräte und 4) Öffentlichkeitsarbeit und Bewusstseinsbildung.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION

Die wichtigsten Ergebnisse des Projektes sind die aktuellen Zahlen zu den Trenn- und Recyclingquoten der Grazer Siedlungsabfälle. Damit ist die Grundlage geschaffen, um gezielte Maßnahmen zum Erreichen der EU-Vorgaben auszuarbeiten und umzusetzen.

Die festgestellte aktuelle Trennquote von 57 % und Recyclingquote von 50 % für das Jahr 2019 sind in Hinblick auf die von der EU geforderten Recyclingquoten von 50 % für 2020, 55 % für 2025, 60 % für 2030 und 65 % für 2035 Anlass und Auftrag für abfallwirtschaftliche Veränderungen.

Das Umweltamt der Stadt Graz und die Holding Graz Abfallwirtschaft können vor allem auf die Trennquote ihrer Bürger:innen einwirken, wodurch auch die Gesamtrecyclingquote mitbeeinflusst wird. Dahingegen sind spezifische Recyclingquoten für die getrennt gesammelten Fraktionen kaum beeinflussbar, da Recyclingtechnologien meist durch private Unternehmen der Abfallwirtschaft und der Industrie betrieben werden. Weil auch die getrennten Fraktionen nie zu 100 % rezykliert werden können und Fehlwürfe bzw. Störstoffe enthalten, liegt die Gesamtrecyclingquote immer niedriger als die Gesamttrennquote. Mit 50 % Recyclingquote für die Grazer Siedlungsabfälle herrscht noch eine Lücke zu den EU-Zielen der nächsten Jahre.

Die wichtigsten Abfallfraktionen zur Erhöhung der Recyclingquote der Stadt Graz in Richtung der EU-Ziele sind Biogene Abfälle (mit und ohne Heimkompostierung), Altpapier und Altglas, in weiterer Folge dann Altholz (unbehandelt), Kunststoffe und Elektroaltgeräte.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung der Grazer Abfallwirtschaft und zur Annäherung an die vorgegebenen EU-Ziele wurden im Einzelnen in 4 Maßnahmenpaketen beschrieben. Damit wurde eine erste Grundlage für eine vertiefte Ausarbeitung geschaffen. Beispielhaft für die rund 20 vorgeschlagenen Maßnahmen seien hier zwei genannt: Neuerrichtung des Recyclingcenters „Ressourcenpark“ mit Sortierung in mehr Fraktionen und Prozessoptimierung der Bioabfallaufbereitungsanlage in der Sturzgasse zur Ausschleusung von Störstoffen.

Die unterschiedlichen Akteur:innen der Abfallwirtschaft sind aufgerufen, die Bürger:innen zu einer besseren Trennung des gemischten Abfalls (Restmüll und Sperrmüll) zu motivieren und diese zu kontrollieren, um bei schlechter Motivation der Bürger:innen auch entsprechende Maßnahmen zu ergreifen. Das Konzept der nachträglichen Trennung von bewusst gemischt gesammelten Abfällen durch technische Anlagen der Abfallwirtschaft ist mit einem weitaus höheren Aufwand verbunden. Die fehlende Trennung der Abfälle durch die Bürger:innen selbst kann nur schwer durch nachgeschaltete technische Maßnahmen ausgeglichen werden.

Da Projekt konzentrierte sich auf die Bereiche Sammlung, Trennung und Recycling, die Themen Vermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung werden nicht behandelt. Ambitionierte Steigerungen bei den Trennquoten sind jedoch jedenfalls durch Maßnahmen in den abfallwirtschaftlichen Hierarchiestufen Vermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung zu ergänzen.

LITERATUR

Europäische Kommission. (2019) Durchführungsbeschluss (EU) 2019/1004 der Kommission zur Festlegung der Vorschriften für die Berechnung, die Prüfung und die Übermittlung von Daten über Abfälle gemäß der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union.

Europäische Union. (2008) Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle.

Münzer, K. (2021 a) Persönliche Mitteilung. E-Mail vom 29.04.2021, HOLDING GRAZ – Kommunale Dienstleistungen GmbH – Sparte Abfallwirtschaft. Graz.

Münzer, K. (2021) Persönliche Mitteilung. E-Mail vom 08.04.2021, HOLDING GRAZ – Kommunale Dienstleistungen GmbH – Sparte Abfallwirtschaft. Graz.

Rosenberger, E. (2021) Ermittlung des Aufkommens und der Recyclingrate von Leichtverpackungen. Persönliche Mitteilung. Telefonat 18.06.2021. Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Technisches Büro für Umweltschutz GmbH. (2019) Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/19. Graz: Amt der Steiermärkischen Landesregierung.

Dynamische Sammlung – Learnings und Potentiale

J. Neumair[1], A. Opelt[2] & A. Arnberger[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Forschung und Entwicklung, Feldkirchen bei Graz, Österreich
[2)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Vorstand, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Ein funktionierendes Glasrecyclingsystem ist, gerade in turbulenten Zeiten mit unzähligen Einflussfaktoren, von Bedeutung. Österreichs Glasrecyclingsystem zählt dabei international zu den besten dafür aufgesetzten Infrastrukturen des Anwendungsgebiets. Ein Erfolgsfaktor ist dabei die konsequente Verbesserung und Weiterentwicklung des Prozesses, nicht zuletzt durch die Verwendung von intelligenten Computergestützten Systemen zur Optimierung der zugrundeliegenden Logistik. Für Firmen kann eine Logistikoptimierung ungeahnte Potenziale aufdecken. Verbesserte Abläufe ermöglichen es ihnen, ihre Position am Markt zu festigen um sich so gegenüber der Konkurrenz zu behaupten. Eine Lösung, welche hier in der Abfallwirtschaft Anwendung findet, ist die Smart Collection Plattform. Die Lösung optimiert die Abfalllogistik für die Entleerung von Abfallsammelstellen im kommunalen als auch im industriellen Umfeld. Die Smart Collection Plattform wurde seit 2020 in Zusammenarbeit mit der Grazer Firma Sloc in mehreren Pilotregionen eingeführt, und ist seither fixer Bestandteil der Disposition. Ausgewertete Resultate zeigen, dass mit solch einem System die Wertstoffsammlung nachhaltiger und effizienter gestaltet werden kann.

1 EINLEITUNG

Jährlich fallen in Österreich rund 270.000 Tonnen Altglas an (Austria Glas Recycling, o. D.). Den Großteil tragen dabei die privaten Haushalte bei. Zu den Erfolgsgeheimnissen der Österreichischen Sammelbetriebe zählt das etablierte flächendeckende Sammelsystem, das von Austria Glas Recycling, Kommunen und der Entsorgungswirtschaft ständig optimiert und auf die regionalen Bedürfnisse angepasst wird. Seit 2020 ist hierbei eine Logistikplattform, das so genannte Smart Collection Portal, in einigen Pilotregionen im Einsatz.

Ziel der Plattform ist es, nichtwirtschaftliche Abholungen halbvoller Behälter zu eliminieren und gleichzeitig die Anzahl der Überfüllungen im Sammelgebiet zu minimieren. Dadurch werden gezielt sowohl ökonomische als auch ökologische Aspekte im Rahmen der Abfallentsorgung berücksichtigt und effizienter gestaltet.
In diesem Beitrag wird die eingesetzte Lösung sowie umfassende Ergebnisse von einem Piloteinsatz vorgestellt und diskutiert. Zusätzlich wird auf zukünftige Potentiale der Lösung eingegangen, welche die Wirtschaftlichkeit eines solchen Systems fördern.

2 SMART COLLECTION PORTAL – DAS SYSTEM

Die Gesamtlösung Smart Collection Portal besteht aus Benutzerportal, dem Routenalgorithmus, der Fahrer App und verbauter Füllstandssensoren. Die Wertstoffbehälter werden mit speziellen Hightech-Sensoren ausgestattet, welche täglich die Füllstände erfassen und an das IoT-Portal melden. Ein speziell für die Abfallwirtschaft entwickelter Algorithmus bündelt alle relevanten Daten über Fahrzeugflotte, Arbeitszeitbeschränkungen und Abholstationen mit den Füllstandsmessung und ermittelt eine effiziente Entsorgungsroute mit möglichst geringem CO_2-Aufkommen. Die Fahrer erhalten die optimierte Abholtour über eine entwickelte Smartphone Applikation direkt auf ihr Tablet ins Fahrzeug. Die einzelnen Komponenten des Systems werden nachfolgend kurz erläutert.

2.1 Das Portal

Ein Web-basiertes Analyse- und Kommunikations-Tool fungiert als Bedienoberfläche für den Disponenten als auch zugleich als Schnittstelle aller involvierter Komponenten. Über das Portal werden die Füllstandsdaten automatisch importiert, visualisiert und archiviert. Verschiedene Reporting-Funktionen für etwaiges Reklamationshandling bieten, gekoppelt mit der Stammdatenverwaltung für Behälter und Fahrzeuge, ein für den Disponenten vollwertiges Hilfsmittel im täglichen Arbeitsablauf. Somit bildet das Portal neben einem mit dem Algorithmus gekoppeltem Optimierungsprozess auch einen transparenten Live Zugang zum zu verwaltenden Sammelgebiet.

2.2 Der Algorithmus

Basis der eingesetzten Tourenplanung sind Füllstandsdaten des smarten Sensors, die in die Weboberfläche eingespielt werden. Mithilfe dieser Daten werden, unter Berücksichtigung von Prognosemodellen, optimierte Touren für Fahrer:innen erstellt. Voraussetzung für die Planung ist unter anderem die Information über Fahrtzeiten zwischen den Sammelbehältern sowie der Zeitaufwand für die Entleerung der einzelnen Container.

Das Optimalitätskriterium beinhaltet die Maximierung des Verhältnisses abzuholende Materialmasse zu Eigenkosten unter Einhaltung gewünschter Qualitätsparameter. Der Algorithmus entscheidet dabei eigenständig, ob Sammelstellen eingeplant werden oder nicht und bestimmt gleichzeitig die Reihenfolge der zu fahrenden Tour. Für die Planung können verschiedene Fahrzeuge mit unterschiedlichen Ladekapazitäten pro Materialsorte angegeben werden. Restriktionen, die bei der Fahrzeugs- und Regionskonfiguration hinterlegt wurden, finden zudem Berücksichtigung. Nach Abschluss der Berechnungen, welche auf eigens dafür hochgefahrenen Amazon Warehouse Services (AWS) Instanzen laufen, können die finalen Touren über das Webportal als auch über die Tablets der Fahrer:innen jederzeit abgerufen werden.

2.3 Die App

Eine über eine API (Application Programming Interface) mit der Datenbank verbundene Android App ermöglicht es den Fahrer:innen, berechnete Touren über ein mit dem Internet verbundenen Gerät abzurufen. Gemäß bekannter Verkehrslage werden sie schrittweise von Punkt-zu-Punkt navigiert. Eine eigens dafür verwendete LKW-Navigation sorgt dafür, dass Routenabschnitte mit zu engen Wendekreisen, Gewichtsbeschränkungen oder Höhenlimitierungen vermieden werden. Die Option, durch aufgenommene Fotos und Kommentare die Tour für den Disponenten und Kunden transparent zu dokumentieren, komplementiert die Grundfunktion.

2.4 Die Sensorik

Im Rahmen der Pilotprojekte wurden in den Wertstoffbehältern Sensoren der Firma SLOC angebracht, mit Hilfe derer Füllstandsmessungen vorgenommen werden. Neben Füllstand werden bei den verwendeten Sensoren zudem unter anderem Deckelposition als auch Temperatur gemessen. Sensordaten werden hierbei entweder mittels NB-IoT oder LoRaWAN übertragen. (Sloc, o. D.)
NB-IoT ist die Abkürzung für Narrowband-Internet of Things und ist eine schmalbandige Funktechnik, LoRaWAN steht für Long Range Wide Area Network besteht aus einem Node (Sensor), einem Gateway und einem LoRa-Server. (Koning, 2017), (Wostal, 2019)

3 ERGEBNISSE PILOTVERSUCH

Seit 2020 werden laufend Pilotversuche in unterschiedlichen Einsatzbereichen im DACH-Raum durchgeführt, um die Funktion des Smart Collection Portals zu evaluieren und Potentiale aufzuzeigen. Diese beschränken sich hierbei nicht auf den ländlichen Bereich, sondern weiten sich auf die Anwendung das Systems in Städten als auch in Gewerbegebieten aus. Bis dato wurden Pilotregionen teilweise bis komplett in den produktiven Betrieb übergeführt.

Die im Rahmen der letzten zweieinhalb Jahre gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich des durch das System erzielbare Einsparungspotentials, erkannte Tendenzen und daraus abgeleitete zukünftige Potentiale werden nachfolgend diskutiert.

Die präsentierten Ergebnisse beziehen sich beispielhaft auf das Sammelgebiet Horn – einem weitläufigen Sammelgebiet im Verwaltungsbezirk des Landes Niederösterreich. Es sei darauf hingewiesen, dass bei einer Umlegung der Ergebnisse auf andere Sammelgebiete Erkenntnisse entsprechend stets dediziert betrachtet und evaluiert werden müssen, da aufgrund der divergierenden Rahmenbedingungen eine Pauschalaussage nicht möglich ist.

3.1 Effizienzsteigerung

Um die Verbesserung einer Prozessoptimierung bewertbar zu machen, ist es wichtig, diese zu quantifizieren und laufend zu monitoren. Bewertbar ist die Effizienz in der Abfalllogistik durch die Betrachtung des Verhältnisses der eingesammelten Menge der Wertstoffe in Relation gesetzt zu den dafür geleisteten Aufwendungen.

Die Abfallmenge bezieht sich hierbei auf Wiegedaten, welche beim Entladen der Glasmenge beim Verwerter aufgenommen werden. Diese Kennzahl ist in Österreich direkt proportional mit dem Erlös, welcher durch die Wertstoffe erwirtschaftet wird und kann demnach hier in Betracht gezogen werden.

Aufwendungen werden basierend auf der Einsatzzeit der Lastkraftwagen bewertet. Diese ist ein Multiplikator hinsichtlich Personalkosten sowie der mit der Fahrzeugflotte verbundenen Kosten und kann somit mit der eingesammelten Menge in Relation gesetzt werden. Abbildung 1 zeigt den Verlauf der bewerteten Effizienz im Sammelgebiet Horn in Prozent, normiert auf den Referenzwert im Jahre 2019.

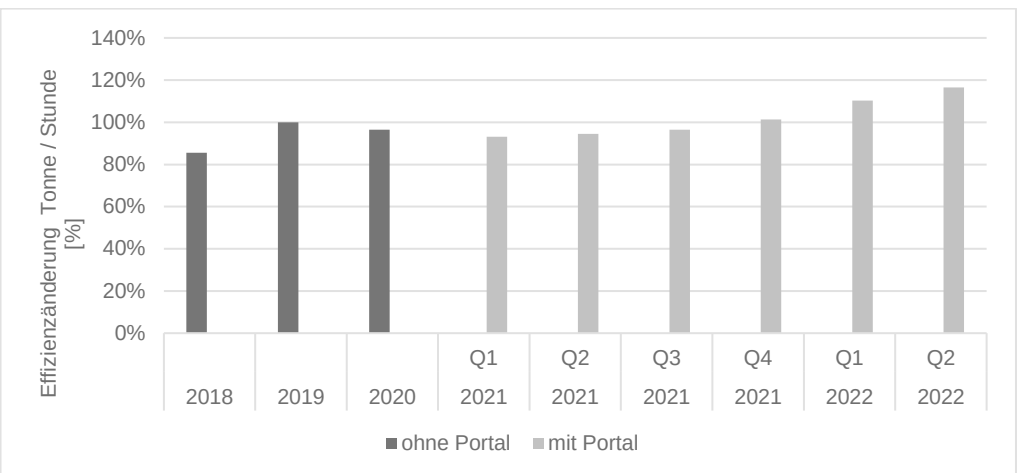


Abb. 1: Effizienzvergleich Tonnage pro Stunde – Referenz 2019

Die Auswertung zeigt, dass bei initialer Einführung im Jahr 2020 die Produktivität, gemessen an der gesammelten Tonnage pro Einsatzzeit, sank. Kleinere Abweichungen, etwa falsch gesetzte Parameter, haben große Auswirkungen auf einen Digitalisierungsprozess und veranlassten ein Absinken der Produktivität. Durch kontinuierliches Monitoring der Ergebnisse und Behebung der Unstimmigkeiten, konnte die Produktivität angehoben werden und übersteigt 2022 jene von 2019 um 17%.

Es sei angemerkt, dass Corona- Glasmengenveränderungen in den Jahren 2021 und 2022, welche als Rekord Jahre in der Glas Sammlung in Österreich gelten, die Betrachtung der Veränderungen leicht verfälschen können (Hauke, 2021), (Hauke 2022). Der Trend der Effizienzsteigerung ist jedoch klar ersichtlich.

3.2 CO_2 Reduktion

Neben der ökonomischen Einsparung gewinnt ökologische Betrachtung von Unternehmensprozessen zunehmend an Bedeutung (Sauer, 2019). Das Thema Nachhaltigkeit hat entsprechend auch in der Entsorgungs-und Logistikbranche Einkehr gefunden. Neben potentiell zukünftig eingesetzter Fahrzeugflotten mit nachhaltigen Antriebskonzepten ist es somit auch von Wichtigkeit, nicht notwendige Streckenfahrten zu eliminieren und in Bezug auf die Altglassammlung die Sammelmenge pro Streckensegment zu maximieren.

Die abgeholte Tonnage pro gefahrenem Kilometer dient hierbei als monitorbare Kenngröße. Ähnlich wie in der Effizienzbetrachtung (siehe Abschnitt 3.1 Effizienzsteigerung) sank hierbei die Performance initial ab. Grund hierfür war vor allem die zu starke Fokussierung der Minimierung von Überfüllungen. Im Laufe des Pilotprojektes war es möglich, die Balance zwischen Effizienz und Sammelqualität zu finden. Damit gelang es, verglichen zu 2019, im Jahre 2022 eine Steigerung dieser Kenngröße um 19 % zu erzielen.

4 HERAUSFORDERUNGEN

Eine Herausforderung des Systems, welche sich durch die Pilotprojekte abgezeichnet hat, stellt der Implementierungsprozess an sich dar. Je nach Sammelregion gibt es diverse Anforderungen, welche es transparent zu erfassen gilt, um das System darauf auszulegen. Dies gilt vor allem für die Erwartungshaltung der Disposition gegenüber dem digitalen Prozess, vor allem hinsichtlich erwartender Sammelqualität und Sammeleffizienz.

Sammelqualität, gewertet an den Überfüllungen im betrachteten Gebiet, verhält sich antiproportional gegenüber der Sammeleffizienz. Ein höchstes Maß an einen Qualitätsanspruch führt demnach zu ineffizienteren Routen und gegebenenfalls zu hochfrequentierten nicht ausgelasteten Tourenplanungen. Auf der anderen Seite kann eine effizienzgetriebene Trimmung des Optimierungsproblems jedoch vermehrt zu Überfüllungen führen und entsprechend zur damit verbundenen schlechten Reputation des Sammelbetriebes sowie zu Unzufriedenheit der Bürger:innen und Fahrer:innen. Ein klar geregelter Einführungsprozess mitsamt genauer Definition von Ausgangslage, Erwartungshaltung und kontinuierlichem Monitoring von Schlüsselkennzahlen ist somit unerlässlich, um die Zufriedenheit aller Beteiligten zu gewährleisten.

Vor allem bei der Überführung von Pilotprojekten in den produktiven Betrieb ist die Betrachtung notwendiger Investitionen bei Einführung des Systems ein Hindernis, falls man sie lediglich den zu erzielenden Einsparungen gegenüberstellt. Lässt man Qualitätsparameter wie beispielsweise Transparenz im Sammelgebiet oder kurzfristige Reaktionsfähigkeit bei ungeplanten Ereignissen im Sammelgebiet außen vor, und projiziert man die mit einem solchen Projekt verbundenen Kosten rein auf die zu erzielende Effizienzsteigerung, lässt sich eine Umstellung wirtschaftlich kaum Darstellen. Einen großen Faktor trägt hierbei die installierte Sensorik mit den damit verbundenen Montagekosten. Ein Sensorvollausbau, in dem in jedem Behälter beziehungsweise in Österreich in jeder Kammer ein Sensor verbaut ist, wirkt sich hier entsprechend auf die

Wirtschaftlichkeitsrechnung und somit direkt auf die Entscheidung aus, ob präsentierte digitale Lösungen aus Unternehmenssicht weiterverfolgt werden.

5 POTENTIAL

Um den in Abschnitt 4 beschriebenen ökonomischen Herausforderungen der wirtschaftlichen Abbildung der Vorteile des Systems gegenüber konventioneller Planung entgegenzutreten, ist eine Abänderung der Herangehensweise notwendig.

Ein erstes Potential, welches sich durch die Pilotregionen herauskristallisiert hat, ist die Einsparung von 50% der Sensorik, durch die Ausstattung von nur einer Glaskammer pro Sammelbehälter. Hierbei sei angemerkt, dass in Österreich Sammelcontainer aus zwei Kammern bestehen, eine für Weißglas (WG), die andere für Buntglas (BG) – wobei bei Entleerung des Behälters stets beide Kammern entleert werden. Datenanalysen im Zeitraum 2020 bis Juni 2021 im Sammelbezirk Horn zeigen, dass Buntglas tendenziell mehr angefüllt ist, als die Weißglaskammer. Basierend auf den vorhandenen Daten lässt sich ableiten, dass es aus funktioneller Sicht vertretbar ist, nur die Buntglaskammern mit einem Sensor auszustatten, und dennoch die Sammelqualität zu halten. Somit lässt sich Sensorik bereits bis zu 50% einsparen, was sich entsprechend direkt auf die Wirtschaftlichkeit des Gesamtsystems auswirkt.

Ein weiterer Ausbau der positiven wirtschaftlichen Betrachtung von derartigen Tourenplanungsportalen können alternative, günstigere Datenquellen sein, welche Sensorik über die 50% hinaus zu einem gewissen Grad ersetzen können. So können Fahrer:innen über entsprechende Smartphone Apps oder auf Fahrzeugen installierte Kranwagen, gekoppelt mit entsprechend aufgesetzter Infrastruktur, Kernmessungen bei den Abholungen durchführen. Aus diesen diskret aufgenommenen Datenpunkten können zukünftig potentiell Füllstandsverläufe und Prognosen abgeleitet werden. Je nach Datenlage und Datenqualität ist es denkbar, einen Großteil der Sensorik zu ersetzen und die notwendigen Investitionskosten zu minimieren. Dies würde dargestellte IoT Lösungen aus wirtschaftlicher Sicht für Unternehmen interessanter machen und im Implementierungsprozess wichtige Hürden nehmen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die zu erreichenden ökonomischen und ökologischen Ziele einer Implementierung eines beschriebenen Systems hängen stark von den Einzelkomponenten ab und wie diese miteinander interagieren und funktionieren. Setzt man diese Funktionalität bei der Betrachtung von Herausforderungen voraus, hängt der Erfolg des Systems einerseits stark von der Erwartungshaltung der Endnutzer ab, als auch von der Findung eines dem Sammelgebiet entsprechenden Parametersets. Im betrachteten Gebiet waren, durch Einsatz einer Smarten Lösung, Effizienzsteigerungen von 15% bei der Glassammlung möglich. Diese Effizienz bildete sich sowohl bei der zu sammelnden Tonnage pro Stunde ab, als auch direkt bei Betrachtung der gesammelten Tonnage pro Kilometer, welche proportional zur Emissionsbelastung ins Verhältnis zu setzen ist, und somit als ökologischen Kennziffer angesehen werden kann.

Hinsichtlich der ökonomischen Bilanz des Systems hat sich gezeigt, dass ein Vollausbau der Sensorik in den wenigsten Fällen Sinn macht. Vielmehr können alternative, kostengünstige Datenquellen, gekoppelt mit entsprechend aufgesetzter Infrastruktur, einen Großteil der Sensorik einsparen. Der entsprechend reduzierte Investitionsbedarf lässt sich direkt auf die Wirtschaftlichkeit des Gesamtsystems umlegen. Erste Pilotversuche hierfür wurden bereits gestartet. Eine Aussage der Funktionalität und der dadurch auftretenden Herausforderungen ist vorrausichtlich im Laufe des Jahres 2023 möglich.

LITERATUR

Austria Glas Recycling (o. D.) Glasrecyclingdaten Altglassammlung und Glasrecycling in Österreich. Abgerufen am 06. Juli 2021, https://www.agr.at/glasrecycling/glasrecyclingdaten

Hauke, H. (2022) Aktuelles über Sammlung und Recycling von Glasverpackungen in Österreich 01/22. AGR, https://www.agr.at/_Resources/Persistent/6/2/a/d/62ad68df124 30b2edbb42fe0851aef5976286a2f/Austria_Glas_Recycling_News_Ausgabe1_2022%20%281%29.pdf

Hauke, H. (2021) Aktuelles über Sammlung und Recycling von Glasverpackungen in Österreich 04/21. AGR, https://www.agr.at/_Resources/Persistent/7/e/2/9/7e290e352338abdaac0eeb807767597f0e96e0a2/Austria_Glas_Recycling_News_Ausgabe202104%20%281%29.pdf

Koning, R. (2017) Was ist LoRa® und LoRaWAN™. smart-city-solutions, https://www.smart-city-solutions.de/wp-content/uploads/2018/03/LoRa-und-LoRaWAN-erkl%C3%A4rt.pdf

Sauer, J. (2019) Ökologische Betrachtungen zur Nachhaltigkeit von Tunnelbauwerken der Verkehrsinfrastruktur (Dissertation, Massivbau). Abgerufen von https://mediatum.ub.tum.de/doc/1295092/1295092.pdf

Sloc (o. D.) SLOC Waste Bin. Abgerufen am 06. Juli 2021, https://www.sloc.one/produkt/sloc-waste-bin/

Umweltprofis (2020) Glasrecycling: Altglas wird zu 100% recycelt. 23. November 2020, https://www.umweltprofis.at/linz_land/aktuelles/nachrichten_detail/n/detail/News/glasrecycling.html#:~:text=Altglas%20wird%20zu%20100%20%25%20recycelt&text=Glasrecycling%20ist%20Umwelt%2D%20und%20Klimaschutz,das%20Recycling%20f%C3%BCr%20immer%20verloren.

Wostal, L. (2019) Was NB-IoT, LTE-M von Sigfox und LoRa unterscheidet. Magenta, 30. Juli 2019, https://businessblog.magenta.at/was-nb-iot-lte-m-von-sigfox-und-lora-unterscheidet

Optimierte kommunale Erfassung von Elektroaltgeräten, Lithium-Jonen Akkus und Waren zur Wiederverwendung

M. Stadelmeyer[1]& W.P. Bauer[2]
[1)] Landratsamt Aichach-Friedberg, Kommunale Abfallwirtschaft, Aichach, Deutschland
[2)] ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Idee, Elektrogeräte überdacht am Annahmetisch anzunehmen sowie gut erhaltene Dinge aus dem Abfallstrom zu retten und für die Wiederverwendung zu erhalten, wurde im Modellprojekt Dasing realisiert. Alle Beteiligten im Landkreis Aichach-Friedberg, von Politik bis Presse, von den Mitarbeiter:innen bis zu den Besucher:innen der Wertstoffhöfe sind mit der Materie vertraut und der Umsetzung mehr als zufrieden.

1 OPTIMIERUNG DES WERTSTOFFHOFKONZEPTES

Seit Einführung der Gelben Tonne zum 01.01.2019, über die Leichtverpackungen gesammelt werden, fallen jährlich die Zuschüsse der Dualen Systeme für die Mitbenutzung der Wertstoffhöfe in Höhe von 400.000 € weg. Der politische Auftrag an die Abfallwirtschaft war, diese Summe zu kompensieren. Für die Wertstoffhöfe wurde deshalb ein Konzept zur Untersuchung der Sammelplätze und zur Optimierung des Gesamtsystems in Auftrag gegeben. Im Ergebnis wurde bei nahezu allen Wertstoffsammelstellen im baulichen Bereich und beim Arbeitsschutz ein erheblicher Investitionsbedarf festgestellt.

Vor Einführung der Gelben Tonne wurde im Oktober 2018 Besucher der Wertstoffhöfe befragt und gezählt. Im Mai 2019 erfolgte wieder eine Besucherzählung auf allen Wertstoffhöfen. Nachdem seit Einführung der Gelben Tonne die Besucher im Durchschnitt um 43 Prozent zurückgingen, wurde vorgeschlagen, durch eine Reduzierung der Anzahl der Wertstoffhöfe Investitions- und laufende Betriebskosten einzusparen.

Die erforderlichen Investitionen hätten sich für die 27 Wertstoffsammelstellen auf rund einer Millionen Euro belaufen. Diese Summe beinhaltete weder die Nebenkosten der Umsetzung, die Auffrischung von Ersthelferkursen oder weiteren Schulungen noch bereits erwogene Neuplanungen, die dem besseren Service für Besucher und dem Stand der abfallwirtschaftlichen Entwicklung dienen sollten.

Als Kriterium, welcher Wertstoffhof bestehen bleiben soll, wurde die Frage herangezogen, in welchem Umfang Wertstoffhöfe in Betrachtung des Gesamtumsatzes (Wertstoffe nach Gewicht) auch weiterhin genutzt werden sollten. 10 Wertstoffhöfe überschritten die Effizienzgrenze von mindestens 1,5 Prozent Anteil an der Wertstoffsammlung. Nach intensiver Diskussion mit betroffenen Bürgermeister:innen im Rahmen eines Arbeitskreises kamen noch weitere drei Sammelstellen hinzu.

Bei dem folgenden Ausbau der Wertstoffhöfe und bei der Entscheidung, welche weiteren Fraktionen angenommen werden sollen, konnten die Bürgerwünsche berücksichtigt werden, die bei der Bürgerbefragung vom Oktober 2018 unter 599 Bürger:innen, das waren 53,5 % aller Interviewten, erhoben wurden.

Tab. 1: Am häufigsten genannte Fraktionen bei der Befragung der Bürger:innen (Oktober 2018)

Farben und Lacke	Elektrogeräte	Sperrmüll	Grüngut	Bauschutt	Teppiche	Altholz I-III	Altholz IV	Problemmüll	Altöl
216	138	133	60	60	51	46	46	49	43

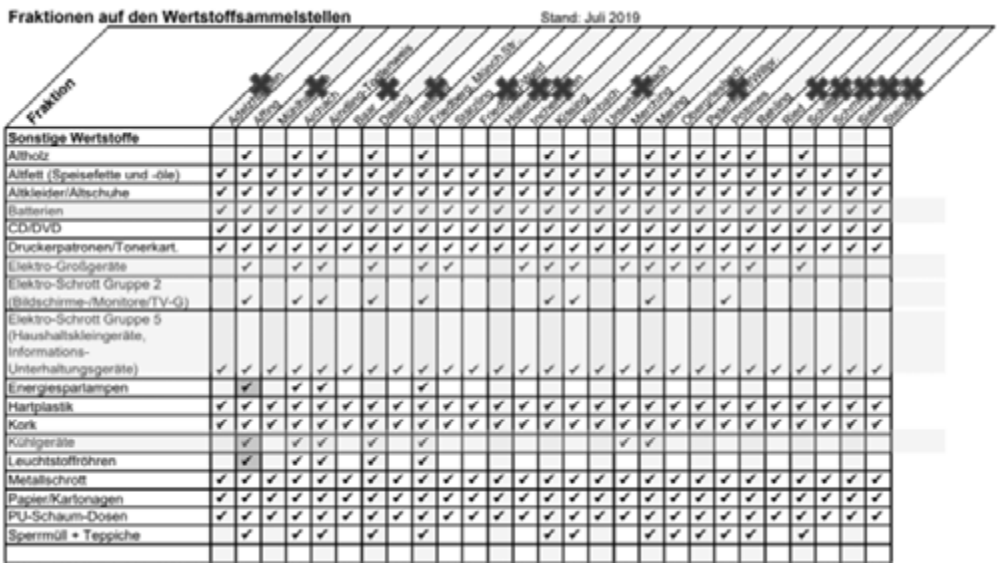
2 QUOTENERFÜLLUNG BEI REDUZIERTEN SAMMELSTELLEN

Seit Januar 2019 gilt EU-weit eine Sammelquote für Elektroaltgeräte von 65 Prozent pro Jahr (WEEE II 2012). Dieses Sammelziel hat Deutschland im Jahr 2019 deutlich verfehlt und wird es wohl auch in den Folgejahren ohne eine klare Verantwortungszuordnung an die Hersteller und Händler klar verfehlen. Nach Angaben des Umweltbundesamtes wurden von den Kommunen, Händlern und Herstellern 947.067 Tonnen Elektroaltgeräte eingesammelt. Die Altgeräte aus privaten Haushalten im Sinne des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes überwiegen mit ca. 835.131 Tonnen (10,06 Kilogramm pro Einwohner und Jahr) bei weitem (UBA 2022).

Im Jahr 2021 wurden im Landkreis Aichach-Friedberg 1.357 Tonnen Elektroaltgeräte gesammelt, was 10,02 kg/E entspricht und dem in etwa dem Bundesmittel entspricht.

Mit dem Wissen um den hohen Stellenwert der Sammlung von Elektroaltgeräten bei der Befragung und der Tatsache, dass durch das Ausdünnen der Anzahl der Sammelstellen die Bürgernähe zusätzlich leidet (siehe nachfolgende Tabelle), galt es die Einrichtung der Sammelstelle an den verbleibenden Wertstoffhöfen so optimal wir möglich auszugestalten.

Tab. 2: Reduzierung der Sammelstellen für EAG von 27 auf 13 (Januar 2021)



Einige Mitarbeiter:innen wünschten sich auch mehr Platz, um die Abläufe auf dem Hof sicherer gestalten zu können. Einige dieser Fraktionen können aus Sicherheits- und Brandschutzgründen nur in einem Gebäude oder überdacht angenommen werden, wie z. B. Gasentladungs- und LED-Lampen, Elektrogeräte mit Akku, Problemmüll. So können etwa Energiesparlampen derzeit nur an vier Wertstoffhöfen angenommen werden, weil nur dort die notwendigen baulichen Voraussetzungen vorhanden sind.

Die Vorgaben des ElektroG3 im § 14 Abs. 2 (ElektroG3 2021) ...

„Die Behältnisse müssen so befüllt werden, dass ein Zerbrechen der Altgeräte, eine Freisetzung von Schadstoffen und die Entstehung von Brandrisiken vermieden werden. Die Altgeräte dürfen in den Behältnissen nicht mechanisch verdichtet werden. Die Einsortierung der Altgeräte, insbesondere der batteriebetriebenen Altgeräte, in die Behältnisse nach Absatz 1 hat an den eingerichteten Übergabestellen durch den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger oder unter seiner Aufsicht zu erfolgen.“

… wurden in der Form ausgelegt, dass einvernehmlich für jede Sammelstelle eine Annahmetheke realisiert werden sollte. Es wurden demgemäß auf allen Wertstoffsammelstellen Annahmetische an das Personal ausgegeben, damit sie die Elektroaltgeräte gesetzeskonform kontrolliert annehmen und einsortieren können. In der Folge wurde beobachtet, dass die Mitarbeiter:innen mit den Annahmetischen nicht viel anfangen konnten, weil in der Konsequenz die gesamte Annahmelogistik geändert werden musste, was sich auf Ebene der von den Gemeinden betriebenen Wertstoffhöfen ohne Anweisung des Landkreises niemand zutraute.

Nachdem den Beteiligten die Aufstellung der Tische im Freien auch keine abschließende Lösung zu versprechen schien, wurde die Idee eines Modellversuchs geboren.

3 DER MODELLVERSUCH DASING

Da die Gestaltung der optimierten Annahme von EAG grundsätzlich alle Wertstoffsammelstellen realisiert werden soll, mussten zunächst die erforderlichen optimalen Abmessungen der Einrichtung gefunden werden. Auf diese Weise sollte eine einheitliche Gestaltung erreicht werden, was eine Vereinfachung der späteren Ausschreibung und Umsetzung zum Ziel hatte.

Um die Bürger:innen und das Wertstoffsammelstellenpersonal bei der Annahme der Elektrokleingeräte sowie den Lithium-Jonen Akkus nicht der Witterung auszusetzen, empfahl sich für diesen Bereich eine Überdachung vorzusehen. Konzeptioniert wurde ein überdachter, stützenfreien Arbeitsbereich mit einer Fläche von insgesamt 8 m x 6 m und einer Traufhöhe von 2,6 und 3,2 m Firsthöhe.

Vor dem Anspruch des Landkreises, den Bürger:innen eine ansprechende Lösung zu bieten und den Mitarbeiter:innen die neu übertragenen Aufgaben möglichst zu erleichtern, war es rasch beschlossene Sache, dass für die Gestaltung und die Konzeption ein Team aus einem Künstler und einem Abfallwirtschaftler beauftragt wurden.

Abb. 1: Entwurf der EAG Annahme, Markus Heinsdorff

Die abfallwirtschaftliche Vorgabe sollte die Logistik von der Annahme über die Zwischenlagerung der einzelnen Fraktionen im Bereich der Überdachung sicherstellen. Durch den Künstler Markus Heinsdorff sollte ein attraktiver Ort geschaffen werden, der sofort das Thema Müll als Wertstoff vermittelt. Dies wurde durch zwei Fassaden mit je 3 m Länge bestehend aus Gabionen-Körben mit 0,3 m Tiefe realisiert, die mit farbigen Plastikteilen gefüllt wurden. Das gewölbte, stabile Dach wird aus Wellblech gefertigt. Der rückwärtige Lagerraum sowie das Fassadensystem mit Schiebetür sollen Schutz gegen Wind und Wetter bieten.
Der Versuch wurde auf die Situation der Wertstoffsammelstelle Dasing abgestimmt, deren Mitarbeiter:innen beim gesamten Gestaltungs- und Umsetzungsprozess eingebunden waren.

Abb. 2: Fertige EAG Annahme, Dasing, Landkreis Aichach-Friedberg

Von der Politik kam der Hinweis, die Schulen miteinzubeziehen. Herr Heinsdorff hat in Zusammenarbeit mit der Kommunalen Abfallwirtschaft des Landkreises Aichach-Friedberg und zwei Klassen der Dasinger Schule einen Workshop organisiert. Das Sammeln der Kunststoffteile wurde vorab schon durch die Lehrerin, Yvonne Magill, und deren Schüler:innen durchgeführt. Die Schüler:innen konnten so erkennen, wie viele Kunststoffabfälle in ihrem Haushalt anfielen. Die gesammelten Exponate wurden wöchentlich zur Schule gebracht und in einem separaten 1.100 l MGB, den die Abfallwirtschaft zur Verfügung stellte, über 10 Wochen gesammelt. Zusätzlich wurden Haushaltskunststoffe aus der Wertstoffsammlung separiert, PET-Flaschen von Mitarbeiter:innen aus dem Urlaub mitgebracht und kleine Elektrogeräte auf dem Wertstoffhof separiert.

Abb. 3: Gemeinsamer Aufbau vor Ort

Die Schüleraktion fand auf dem Wertstoffhof Dasing statt und kam sehr gut an. Der örtliche Augsburger Fernsehsender filmte die Aktion und brachte einen Beitrag im regionalen Fernsehen. Die örtliche Presse wurde ebenfalls dazu geladen. Über den Schülerworkshop und die Öffentlichkeitsarbeit konnte das Thema Wertstoff in Bezug zum Bauwerk vermittelt werden.

Diese Kooperation führte dazu, dass sich über 50 Kinder und – in der Konsequenz derer Vermittlung zu Hause – über 50 Familien mit der Sammelstelle in Dasing identifizieren. Das Ideal, ein Gefühl zu vermitteln, das mit „Mein Wertstoffhof“ nur unzureichend beschrieben werden kann, ist in jedem Fall gelungen. Noch Monate nach der Umsetzung wissen Kinder genau, welches Plastikteil von ihnen bearbeitet und in die Gabione eingefügt wurde.

Um den Mitarbeitern die Vorteile der Annahme der Elektrogeräte am Annahmetisch zu übersetzen, wurde ein Imagefilm zu Schulungszwecken erstellt Die Mitarbeiter:innen der Wertstoffsammelstelle spielten dabei selbst mit und erklärten den Sinn und Zweck der überdachten Elektroannahme und die Annahme für Wiederverwendbares. Der Film ist zu finden unter: https://abfallwirtschaft.lra-aic-fdb.de/broschueren-formulare/videos.html.

4 ANNAHME VON WIEDERVERWERTBAREM AN DER THEKE

Im Jahr 2019 wurden Elektrogeräte in der Menge von 2.590.244 Tonnen in Verkehr gebracht. Nach Zahlen des Statistischen Bundesamts lag im selben Jahr der Anteil von zur Wiederverwendung vorbereiteten Altgeräten bei 9.200 Tonnen und damit unter einem Prozent.

Die Bedeutung der Vorbereitung zur Wiederverwendung wird mit Blick auf unser Konsumverhalten immer wichtiger. Es werden auf den Wertstoffsammelstellen noch funktionierende Elektrogeräte, Möbel, Freizeit- und Sportgeräte weggeworfen, die aus dem Abfallstrom noch zu retten wären. Der Gesetzgeber greift den Gedanken der Vorbereitung zur Wiederverwendung im Kreislaufwirtschaftsgesetz auf und erlaubt im ElektroG3 (2021), dass – sofern eine Kooperation mit einem Erstbehandlungseinrichtung besteht – auch Teile aus nicht optierten Fraktionen zur Wiederverwendung entnommen werden dürfen.

Von den Beteiligten vor Ort bis zur Politik des Landkreises war es klar, dass der Schritt von der bestehenden Einrichtungen zu einer geordneten Annahmestelle für die Vorbereitung zur Wiederverwendung nur ein kleiner Schritt ist. Mit dem bestehenden Annahmetisch, der Überdachung und dem Personals besteht dieser Schritt ausschließlich darin, einen Ort zu haben, an dem die Waren entgegengenommen und bis zu Weitergabe an einen Betrieb zur Wiederverwendung oder zum Verkauf gesichert werden können.

In Kooperation mit einem von der Caritas betriebenen Kaufhaus in der Kreisstadt Aichach wurde begonnen, gut Erhaltenes und sichtlich Wiederverwendbares aus dem Abfallstrom zu entnehmen. Statt der Entsorgung über den Sperrmüllcontainer und den Behandlungskosten in der thermischen Verwertung erfolgt die Weitergabe an das Gebrauchtwarenkaufhaus zum beiderseitigen Vorteil ohne finanziellen Ausgleich in die eine oder andere Richtung. In jedem Fall geschieht dies mit einem erheblichen Plus an lokaler Wertschöpfung.

Gut erhaltene Elektrokleingeräte (Wasserkocher, Kaffeemaschinen, Bügeleisen, Nachttischlampen, Decken-/Wandlampen), Kleinmöbel (Nachtkästchen, Regale, Hocker, Stühle, Lattenroste, Bügelbretter) Kinderfahrräder, sowie Spielzeug allgemein können an der Theke abgebeben werden. Die Bürger:innen erfahren über eine Flyer, dass die gut erhaltenen Wertstoffe zur Wiederverwendung in einem Modellversuch an die Caritas gegeben werden. Diese holen sie einmal pro Woche zur Öffnungszeit der Sammelstelle ab, stimmen sich mit dem Personal ab, was gewünscht wird und bieten dann die guten Sachen im Sozialkaufhaus „Fairkauf“ in Aichach zum Verkauf an.

Die Mitarbeiter:innen der Wertstoffsammelstelle achten darauf, dass wirklich nur gut erhaltenes Material an die Caritas weitergegeben wird. Sie bekommen auch regelmäßig positives Feedback durch die Abholer, dass sich diese Dinge sehr gut im Sozialkaufhaus veräußern lassen und nur eine kurze „Aufenthaltszeit“ haben. Die Leiterin des Sozialkaufhauses, bestätigte die sehr gute Zusammenarbeit.

Abb. 4: Kinderwagen „aus dem Müll gerettet“

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Im Landkreis Aichach-Friedberg entwickelt aus einer den Kosten geschuldeten Reduzierung des Sammelsystems eine stetige Verbesserung der Erfassung von Wertstoffen. Hierzu werden sukzessive Wertstoffhöfe angepasst, umgebaut und neu gebaut. Wertstoffhöfe ohne Bauten oder bestehende und nutzbare Überdachungen werden für die Erfassung von Elektroaltgeräte durch eine eigene freistehende Annahmestelle ertüchtigt.

In einem Modellversuch wurden die Abmessungen der Annahmestelle und abfallwirtschaftlichen Abläufe am Wertstoffhof gemeinsam mit den Mitarbeiter:innen diskutiert und festgelegt. Um eine optimale Außenwirkung bei den Besucher:innen zu erreichen, wurden mit dem Künstler Markus Heinsdorff Kunstelemente integriert, die in einem Workshop mit Schüler:innen gemeinsam gestaltet wurden.

Aufgrund der Bedeutung der Vorbereitung zur Wiederverwendung wurde die Idee der Annahme von Elektroaltgeräten mit der Annahmemöglichkeit von guten Altwaren kombiniert. Im Rahmen einer Kooperation mit einem ortsnahen Gebrauchtkaufhaus wird die Auswahl der aus dem Müll entnommenen Dinge optimiert und der Verkauf sichergestellt.

Als nächste Aufgaben stehen an: die Kosten zu optimieren, die Umsetzung auf den weiteren Höfen und die Erfassung platzspezifischer abfallwirtschaftlicher Zahlen, da die bisher nicht nach Gewicht erfassten Mengen zur Wiederverwendung die Quote des Landkreises bereits heute erheblich hebt.

LITERATUR

ElektroG3 (2021) Erstes Gesetz zur Änderung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes vom 20.Mai 2021, § 14 Abs. 2 „Befüllung der Behältnisse durch örE“, https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav#__bgbl__%2F%2F*%5B%40attr_id%3D%27bgbl121s1145.pdf%27%5D__1661690077864.

UBA (2022) https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/produktverantwortung-in-der-abfallwirtschaft/elektroaltgeraete#elektronikaltgerate-in-deutschland, Internetabruf 29.08.2022

WEEE II (2012) Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte, Artikel 7, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32012L0019

Assessing the Raw Material Availability in the Circular Economy of Lithium-Ion Traction Batteries

M. Nippraschk[1], R. Dauer[1], D. Goldmann[1] & C. Minke[1]
[1)] TU Clausthal, Institute of Mineral and Waste Processing, Recycling and Circular Economy Systems, Clausthal, Germany

ABSTRACT: The continuous increase in the market share of electrified vehicles is creating new challenges for society. Securing the raw material value chains for battery production materials such as cobalt, lithium, manganese, and nickel, is therefore a major challenge - be it for politics, the economy, but also for the user of electric vehicles. It is necessary for decision makers to be able to make well-founded decisions based on dynamic material flow models. The simulation model presented below, based on the System Dynamic approach, simulates, calculates, analyzes, and evaluates the raw material requirements and availability for Europe, taking into account various influencing factors such as scenarios, technology roadmaps, battery technologies, vehicle classes or powertrains up to the year 2050 and enables such well-founded decision support.

1 INTRODUCTION AND MOTIVATION

Political efforts at the federal and European level are directed against climate change. Industries with high pollutant emissions are coming under increasing regulatory pressure due to stricter provisions in legislation. These regulations are a major driver for the increasing degree of electrification in the vehicle market (Pischinger & Seiffert 2016, Korthauer 2013). By using renewable energy sources to generate electricity, road transport can not only be locally emission free, but also without the consumption of fossil raw materials.
As sales of electrified vehicles (EV) increase, the value chains and raw material requirements shift. This is especially true for the Lithium-Ion Battery (LIB), the most used type of traction battery for EVs and the most expensive component of the vehicle. The development of new supply chains is therefore equally accompanied by geopolitical, economic, ecological, and social challenges. The Circular Economy (CE) provides measures to economic potential, support the sustainability goals of the United Nations and the European Green Deal, and should be aimed at (Kwade et al. 2020).
This gives rise to a great interest in measuring and evaluating the availability of the raw materials used in LIBs and deriving the resulting actions for the downstream CE strategies. System dynamic models can calculate the time-varying raw material requirements and the dependent raw material availability with respect to the vehicle returns. For this purpose, multi-period models are simulated and analyzed using the System Dynamic approach. The calculated variables are influenced by pre-periodic conditions in addition to preceding and following functions. Thus, insights into the availability of secondary resources in long-term dependence on electromobility are possible.
The aim is therefore to carry out a System Dynamic modeling to illustrate the availability of metallic raw materials in the Circular Economy of Lithium-Ion batteries. For this purpose, the methodology presents the basics of Material Flow Analysis and System Dynamic Modeling and explains the input parameters and model conception. The calculated raw material requirements and raw material availabilities will be visualized and evaluated, and it will be completed with a conclusion and an outlook.

2 METHODOLOGY & SYSTEM BOUNDERIES

To be able to classify the results presented in the following, a short overview of the Material Flow Analysis method and the System Dynamics Approach, which was used for the evaluation of the raw material availability, is given. The system boundaries play an equally important role here, which is why they are presented afterwards. This also helps in the discussion and the limitations of the presented results.

2.1 Material Flow Analyses and System Dynamics

The raw material requirements for production and the end-of-life (EOL) availabilities of LIBs in EVs can be represented with the help of models and simulations. In this context, material flow analysis (MFA) is one of the most important methodologies for the systematic investigation and evaluation of material flows and inventories within a spatially and temporally defined system. In MFA, sources, pathways, buffers, and sinks of materials or even energies are considered. Due to the applicable physical principles, the considered quantities must be conserved or transformed in the system. By examining the system balances, consistent data sets of material flows and stocks can be generated and losses in waste streams or due to environmental impacts can be identified. Socioeconomic influences and temporal trends must also be considered for robust results. These cannot be modeled in the temporally static MFA and can only be considered in the discussion of results.
This is remedied by the system dynamic methodology, in which the simulation is extended over multi-period periods and socio-economic influencing factors are considered. Here, too, sources, paths, buffers, and sinks are calculated from the variables under consideration. Thereby, stock developments of buffers are influenced by their own pre-periodic state (t - 1) in addition to the direct dependencies on preceding and following paths, sources, and sinks. Via System Dynamics, long-term evolutions can be simulated in a data-founded manner and input and output flows can be analyzed in their temporal evolution (Soullier 2018). A disadvantage of the dynamic methodology is the extensive amount of data required for each time interval of the simulation (Bossel 1989). In addition, system dynamics creates the possibility of implementing feedback loops to influence developments positively or negatively, with and without time delay. Examples for possible feedback loops are population developments, purchase decisions, and inventory-dependent productions.

2.2 System Bounderies

In the following, the system boundaries, and data inputs for the simulation model, which was implemented with the System Dynamics software Vensim (Ventana systems, Inc. 2022), are explained and their selection justified. After the development of the sales figures and methodology for the calculation, the technology roadmaps with chemical composition of the relevant metals on system level as well as the market shares are described. Subsequently, the battery system masses for the vehicles are selected and, finally, the hazard rate or the determination of the service life is stated.
To describe the sales numbers of EVs in Europe (EU27, EFTA and UK), historical data from the IEA (IEA 2021) and ACEA (ACEA 2021) are used. Together with the IEA forecast data for the years 2025 and 2030, these form the basis for the vehicle volumes implemented in the model setup. In addition to population growth, the IEA also considers the development of gross domestic product and political drivers in its forecast. Based on the IEA forecast, the two scenarios Sustainable Development Scenario (SDS) and Stated Policies Scenario (STEPS) were used, with SDS representing the more ambitious scenario (IEA 2021).
In order to use the forecast data for the modeling, values must be generated for the missing years from 2021 to 2024, from 2026 to 2029, and from 2031 to 2050. Due to the comprehensive data base for sales numbers from 2010 to 2020, as well as the use of the IEA forecast data, the values for missing time periods were calculated using a non-linear curve fit. A time period until 2050 seems to be too far at first sight, however, due to the lifetime of EVs including LIBs, a return of these can only be recognized by choosing this time period.
In addition to the chemical composition of the LIBS, the market shares of the respective technology are important for determining the requirements. Two technology roadmaps were developed for the model based on publications by Bernhart (RB) (Bernhart 2019) and the National Platform for Electromobility (NPE) (Nationale Plattform Elektromobilität 2018), the latter of which is presented below. The NPE technology roadmap (Figure 1) shows the market availability of the different LIB types used in EVs: NMC, NCA, LFP cathodes, and Li/S solid state cells. Here, the cobalt content is successively minimized over time, while manganese and nickel contents in the cathode are increased. Due to the overlap of cell chemistries, the NPE specifies cathode mixtures such as NMC532-622. For NCA and LFP, a continuous market availability is assumed. The NPE

roadmap predicts a transition to Li/S solid-state technology starting in 2026 (Nationale Plattform Elektromobilität 2018).
The market shares for the NPE were calculated from the publication by Xu et al (Xu et al. 2020) and weighted according to the material groups in the market. To keep the market shares as valid as possible, the cathode material LMO of the NPE Roadmap was not considered further in 2025 and 2026, since the market shares of the different cell chemistries are not consistently available in any source.

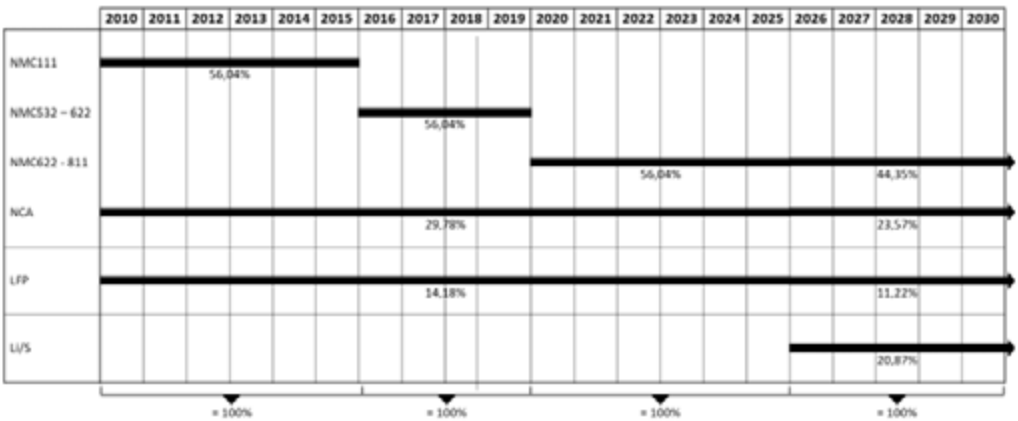


Fig. 1: Technology Roadmap NPE, modified representation according to (Nationale Plattform Elektromobilität 2018)

The mass fractions of cobalt, lithium, manganese, and nickel for the respective cell chemistries can be taken from the data in Buchert et al. (Buchert et al. 2011) and Xu et al (Xu et al. 2020). These four metals on pages were chosen based on their importance. Cobalt and lithium are on the EU's list of critical raw materials due to the high supply risks (Europäische Kommission 2020). However, for completeness, the cathode materials manganese and nickel are included because they are present in large proportions in battery systems and the assessment of availability is worthwhile for environmental reasons. Average values were generated for the mixed cathodes NMC532 to 811 based on the two publications. The mass fractions of the raw materials cobalt, lithium, nickel, and manganese, which are listed in the Technology Roadmap NPE, are shown in Table 1:

Tab. 1: Mass fractions of the metals cobalt, lithium, manganese, and nickel in battery systems in % by weight for NPE (Xu et al. 2020, Buchert et al. 2011)

[Weight-%]	Cobalt	Lithium	Manganese	Nickel
NMC 111	6.13	2.20	5.65	6.13
NMC 532-622	3.57	2.32	4.16	9.76
NMC 622-811	2.67	2.31	2.49	12.38
NCA	2.74	2.23	0.00	14.74
LFP	0.00	1.32	0.00	0.00
Li/S	0.00	23.90	0.00	0.00

In addition to the mass proportions of cobalt, lithium, manganese, and nickel in the heterogeneous compositions of the cathode and anode materials, the availability and market shares of these materials, but also the system weight in the vehicles, are a significant driver of the raw material demand and return flow from the automotive life cycle.
The system masses of the different vehicle classes (car, light commercial vehicle (LCV), bus, truck) and powertrains (battery electric vehicle (BEV), plug-in hybrid electric vehicle (PHEV)) used in the model are mapped from representative vehicles. Since the mass or energy content of the battery systems is often published, the data were transformed with the results of Jung et al. (Jung et al. 2018).

A body life of 11.5 years was assumed for cars (ACEA 2021), 11.6 years for LCVs (ACEA 2021), 11.7 years for buses (ACEA 2021), and 13 years for trucks (ACEA 2021). Xu et al differentiates between LFP and "other" chemical compositions as well as the product date independent of the vehicle type. Here, LFP is assumed to have a characteristic lifetime of 20 years throughout, while the remaining cell chemistries are assumed to have a lifetime of 8 years before 2019 and 15 years after 2020 (Xu et al. 2020). No differentiation is made between BEVs and PHEVs. Thus, as the last parameter, the characteristic lifetime of the body and the battery system was determined, transformed and subsequently the failure probabilities were calculated via a Weibull distribution.
The system dynamic model used to simulate the availability of raw materials for the LIBs consists of over 12,000 variables in eight identical sub-models for the vehicle classes car, LCV, bus, and truck as well as the two powertrains BEV and PHEV. Each of these sub-models contains three modules: the control, the aging cohort, and the raw material availability. While the control module uses the scenarios, the aging cohort represents the material flow over the time steps. With the help of the raw material availability, the stock development of cobalt, lithium, manganese, and nickel from the vehicle returns is simulated and calculated. Subsequent, the obtained results are analyzed and evaluated.

3 RESULTS, DISCUSSION AND LIMITATIONS

The results of the System Dynamic modeling are presented graphically below and then discussed. Starting with the EV inventories, the vehicle returns, and the resulting secondary raw material availability are then discussed. The semantics introduced in chapter 2 can be used here: Vehicle sales figures are based on the IEA's SDS and STEPS scenarios. The technological developments are based on the RB and NPE cell chemistry roadmaps. The combination of the volume scenarios and technology roadmaps results in the simulated scenarios: STEPS RB, STEPS NPE, SDS RB, SDS NPE.
Based on vehicle sales, significant differences develop between the vehicle inventories of the SDS and STEPS scenarios under the influence of the technology roadmaps. The NPE scenarios develop higher electric vehicle inventories than the RB-based scenarios. The reason is the different aging behavior of the cell chemistries and their market penetration. The vehicle market in the EU27 and the UK already comprised over 290 million vehicles in 2017 (Focus Online 2017). Based on the analyzed policy guard rails, it is impressively shown how the vehicle stock could be largely electrified by 2050. EV new registrations in 2050 would be about 70% battery electric vehicles in the SDS scenarios. In the STEPS scenarios, the share of electrified vehicles in the market stock is much lower. Based on the mathematical description, less than 50% of the 2017 market stock would be electrified in 2050.
Depending on vehicle class and battery chemistry, different characteristic lifetimes and hazard rates were calculated. Thus, vehicle sales are followed by vehicle returns with a time delay. While vehicle stocks approach a maximum, the vehicle return rate increases successively until 2045. Thereafter, vehicle returns increase approximately linearly. This is due to the model parameterization with constant retirement rates from 2025 and stagnating vehicle sales from 2030.
Raw material demand and availability simulations were carried out for the four metals studied: cobalt, lithium, manganese, and nickel. This was done for each of the scenarios and roadmap combinations presented. These were then compared with the annual global production and reserves of the respective metals. The results show that no bottlenecks are expected for manganese and nickel. However, the demand analyses for cobalt and lithium indicate bottlenecks for the further expansion of electromobility. Since DERA also comes to this conclusion for lithium in an industry workshop (Schmidt 2022), the results of which are also published in a study, the results for cobalt are presented here.
The current annual global production of cobalt will be exceeded in 2046 in the SDS RB scenario and in 2034 in the SDS NPE scenario. In the lowest demand case, the STEPS RB scenario, the cumulative raw material demand will reach 1.4 million tons by 2050. In the SDS volume scenario, the RB scenario is already 3.2 million tons and in the NPE scenario it is over 3.7 million tons. To meet the needs of the EU27, EFTA and UK, the required cobalt volumes would be equivalent to half of all global cobalt reserves amounting to 7.1 million tons (Volkswagen AG 2021)

As the price of cobalt increases, scaling up annual production volumes and developing cobalt resources becomes economical. Terrestrial cobalt resources occupy about 25.0 million tons in sedimentary stratiform copper deposits and are augmented by another 120.0 million tons of cobalt resources in manganese nodules and crusts in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans (U.S. Geological Survey 2021). Figure 2 shows the calculated requirements in terms of global terrestrial cobalt reserves and resources as well as the world annual production of cobalt.

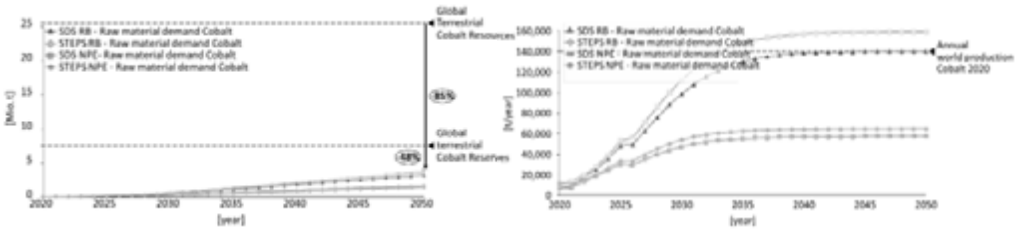


Fig. 2: Comparison of calculated cumulative and annual raw material requirements against global cobalt reserves and resources and annual world production in 2020. Current data available from (U.S. Geological Survey 2021)

4 CONCLUSION AND OUTLOOK

Based on the System Dynamic model presented, together with its large number of different parameters and data, it was possible to simulate and calculate the raw material requirements and the raw material availability of LIBs for the European market up to the year 2050.
From the results, the following seven most important findings can be summarized:
Raw materials are tied up in the market during use, secondary raw material availability depends on vehicle and battery system lifetime, current exponential increase in vehicle sales is followed by a corresponding time-delayed return flow of vehicles, the chemical composition of cell chemistries can vary widely in vehicle projects and the availability of new technologies can trigger huge shifts in the qualitative and quantitative raw material demand and return flow, raw material availability can be briefly reduced by the development of more aging-stable chemical compositions, secondary raw material availability according to automotive EOLs can only cover demand if the respective raw material demand stagnates long enough, e.g., by reaching market saturation or general reduction of mass fractions of individual elements and for the metals nickel and manganese, no bottlenecks are expected, while for cobalt and lithium there may be bottlenecks both in reserves and in current world annual production.
The central goal of the Circular Economy Initiative is to decouple resource use and prosperity. To this end, the ecology and economy of electric vehicles are to be improved and productivity-enhancing multiple use, lifetime extension and effective recycling implemented (Kwade et al. 2020). Comparing the respective raw material requirements and raw material availabilities, the implementation of the more advanced strategies of reuse, repair, remanufacturing, and 2nd-life do not affect the primary raw material requirements in the linear market economy. However, the strategies increase the lifetime and consequently the service life in the market, but potentially decimate the long-term raw material demand due to low primary sales. The statistical distribution of hazard rates then no longer describes the expected value of raw material availability at the time of vehicle returns, but exclusively the automotive EOL for further recycling within the Circular Economy.
To better understand and present the area of tension, follow-up studies on the impact of raw material demand and availability within the value chain need to be realized based on the present work. Statistical approaches for the consideration of further scenarios can be implemented in the described model. In addition, alternative usage applications such as car sharing, mobility services of the OEMs and especially the 2nd-life are interesting
The vehicle sales can be corrected annually with the published innovations of the ACEA and hazard rates can be set via the associated Excel file which is possible for all presented input data. Despite the limitations, this model provides a comprehensive basis for evaluating the availability of metallic raw materials in the Circular Economy of LIBs. The predicted development shows that the strategies are of great relevance for the future geopolitical, economic, ecological, and social

development of the EU27, EFTA and UK and that the individual effects need to be further investigated in the context of electromobility.

REFERENCES

ACEA. (2021). *Buses: what they are and why they are so important.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.acea.auto/fact/buses-what-they-are-and-why-they-are-so-important/

ACEA. (2021). *Passenger cars: what they are and why they are so important.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.acea.auto/nav/?vehicle=passenger-cars

ACEA. (2021). *Statistic Documents by county and type EU + EFTA + UK.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.acea.be/uploads/statistic_documents

ACEA. (2021). *Trucks: what they are and why they are so important.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.acea.auto/fact/trucks-what-they-are-and-why-they-are-so-important/

ACEA. (2021). *Vans: what they are and why they are so important.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.acea.auto/fact/vans-what-they-are-and-why-they-are-so-important/

Bernhart, W. (2019). Recycling von Lithium-Ionen-Batterien im Kontext von Technologie- und Preisentwicklung. *ATZ Elektron 14*.

Bossel, H. (1989). *Systemdynamik Grundwissen, Methoden und BASIC-Programme zur Simulation dynamischer Systeme.* Wiesbaden: Vieweg + Teubner.

Buchert, M., Jenseit, W., Merz, C., & Schüler, D. (2011). *Ökobilanz zum „Recycling von Lithium-Ionen-Batterien".*

Europäische Kommission. (2020). *Critical Raw Materials Resilience: Charting a Path towards greater Security and Sustainability.* Brüssel: , Communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social committee and the committee of the regions.

Focus Online. (2017, 11 6). *Fahrzeugbestand in Europa: Schon mehr als eine Viertelmilliarde Pkw*. Retrieved 7 10, 2022, from https://www.focus.de/auto/news/fahrzeugbestand-in-europa-schon-mehr-als-eine-viertelmilliarde-pkw_id_7806379.html

IEA. (2021). *Global EV Data Explorer: Explore and download the full data behind the Global EV Outlook.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.iea.org/articles/global-ev-data-explorer

Jung, H., Silva, M., & Han, M. (2018). *Scaling Trends of Electric Vehicle Performance: Driving Range, Fuel Economy, Peak Power Output, and Temperature Effect.*

Korthauer, R. (2013). *Handbuch Lithium-Ionen-Batterien.* Berlin/Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Kwade, A., Hagelüken, C., Kohl, H., Buchert, M., Hermannn, C., Vahle, T., & von Wittken, R. (2020). *Ressourcenschonende Batteriekreisläufe – mit Circular Economy die Elektromobilität antreiben.* München/London: Circular Economy Initiative Deutschland.

Nationale Plattform Elektromobilität. (2018). *Fortschrittsbericht 2018 – Markthochlaufphase.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.acatech.de/publikation/fortschrittsbericht-2018-markthochlaufphase/

Pischinger, U., & Seiffert, U. (2016). *Vieweg Handbuch Kraftfahrzeugtechnik.* Wiesbaden: Springer Fachmedien.

Schmidt, M. (2022). *Rohstoffrisikobewertung – Lithium 2030*. online-Vortrag: Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Soullier, M. (2018). *Entwicklung systemdynamischer Stoffstrommodelle zur Simulation von regionalen Kupferkreisläufen.*

U.S. Geological Survey. (2021). *Mineral commodity summaries 2021: Mineral Commodity.* Reston, VA.

Ventana systems, Inc. (2022). *Vensim.* Retrieved 07 10, 2022, from https://www.ventanasystems.com/

Volkswagen AG. (2021). *Ressourcenbeschaffung für Elektromobilität: Elektromobilität braucht.*

Xu, C., Dai, L., Gaines, L., Hu, M., Tukker, A., & Steubing, B. (2020). Future material demand for automotive lithium-based batteries . *Commun Mater 1, 99* . doi:https://doi.org/10.1038/s43246-020-00095-x

Grenzen der getrennten Sammlung

W. Rogalski[1]
[1)] Magistrat der Stadt Wien, Abfallwirtschaft, Stoffstrommanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die getrennte Sammlung von Abfällen gilt als die Voraussetzung für die stoffliche Verwertung der so erfassten Abfälle. Dabei ist diese Tätigkeit eigentlich ein unbezahlter Beitrag der Bevölkerung für Aufgaben, für deren Erledigung in erster Linie die Öffentliche Hand zuständig ist. Diese Leistung war so lange notwendig, so lange die Technik nicht in der Lage war, die Abfälle aus einem Gemisch entsprechend sortenrein auszusortieren. Heute ist die Technik weiterentwickelt, gleichzeitig ist die Bevölkerung - vor allem in Großstädten - zur bedingungslosen Abfalltrennung nicht mehr bereit. Am Beispiel der Stadt Wien wird gezeigt, welche Wege möglich wären, aber auch, was sich in der Gesetzgebung der EU und des Bundes ändern müsste, damit die getrennte Sammlung nicht als eine reine "Beschäftigungstherapie" bleibt und dem Gedanken der Abfallverwertung trotzdem voll entsprochen wird.

1 AUSGANGSLAGE, RECHTLICHE VORGABEN

Gemäß der Abfallhierarchie der Europäischen Union, die auch in das österreichische Abfallrecht (AWG 2002) übernommen wurde, steht Recycling (stoffliche Verwertung) nach Abfallvermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung an dritter Stelle. Die Europäische Abfallrahmenrichtlinie gibt vor, welche Abfälle stofflich verwertet werden sollen, bei manchen Abfällen gibt es sogar spezielle „Recyclingquoten“, die in bestimmten Zeithorizonten erzielt werden müssen. Diese Angaben sind jedoch nicht einheitlich, für manche Abfälle (wie z.B. für biogene Abfälle) gibt es keine direkten Quoten, indirekt werden die Recyclinquoten für diese Abfälle jedoch über den Sammelbegriff „Siedlungsabfälle“ sehr wohl vorgegeben. Uneinheitlich ist auch der Weg, welcher zum Recycling führen sollte. Bei manchen Abfällen genügt deren Aussortierung aus den Verbrennungsrückständen (z.B. bei Metallabfällen), bei anderen Abfällen scheint sogar die getrennte Sammlung wichtiger zu sein, als das Recycling selbst (z.B. bei Einwegkunststoffflaschen). Die Verpflichtung zur getrennten Sammlung zwecks Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling wird in den Artikeln 11 und 22 der EU-Abfallrahmenrichtlinie definiert, gleichzeitig gibt es aber auch zahlreiche Ausnahmen von dieser Verpflichtung (Art. 10 Abs. 4 EU Abfallrahmenrichtlinie).
Es fehlt jedoch eine klare Linie. Dies führt dazu, dass es in der Umsetzung der Vorgaben keine einheitlichen Lösungen gibt. Gleichzeitig gibt es in den Regelungen zahlreiche Widersprüche. Warum dürfen Metallabfälle aus den Verbrennungsrückständen zwecks Recycling aussortiert werden und Glasabfälle und mineralische Stoffe nicht? Warum müssen Einwegplastikflaschen unbedingt getrennt gesammelt werden, wenn es im Endeffekt um das Recycling geht? (siehe Abfallhierarchie, hier gibt es keine Vorgaben bezüglich der getrennten Sammlung); Warum gibt es Recyclingquoten nur für Verpackungen und nicht für stoffgleiche Nichtverpackungen? Warum gibt es keine Recyclingquoten für Bioabfälle, wenn diese fast 40% des Restmülls ausmachen?
Diese Probleme führen dazu, dass die Frage der getrennten Sammlung als Weg zum Recycling neu definiert werden müsste.
Wichtig dabei ist immer das Festhalten an der Tatsache, dass die getrennte Sammlung alleine (für sich selbst) ohne den Bezug auf das darauffolgende Recycling keinen Sinn ergibt.

Im Folgenden werden die einzelnen Abfallstoffe in Hinblick auf die Sinnhaftigkeit deren getrennten Sammlung genau analysiert

2 GENAUBTERACHTUNG DER EINZELNEN ABFALLARTEN

Zu den größten Fehlern des Europäischen Abfallrechts zählt u.a. die fehlende Diversifizierung der einzelnen Sammelgebiete, geschweige denn der einzelnen Mitgliedstaaten.
So zeigen beispielsweise in Österreich durchgeführte Versuche eindeutig, dass die Höhe der Sammelquoten der einzelnen Abfälle sehr stark von der Siedlungsstruktur abhängig ist (siehe Abbildungen 1 und 2)

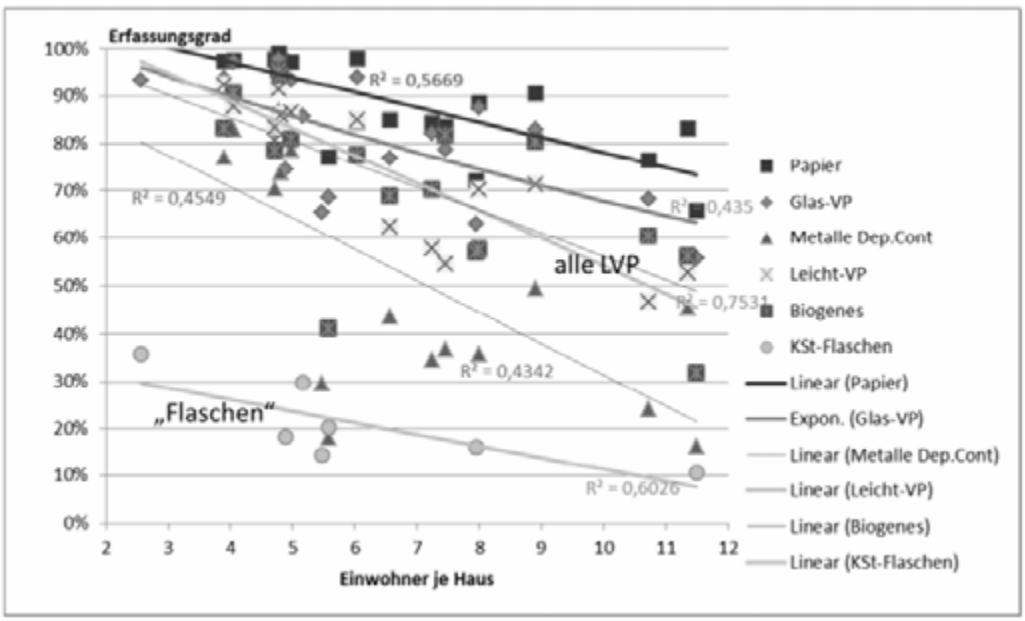


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Einwohnern je Haus und Altstofferfassungsgrad (Hauer 2018)

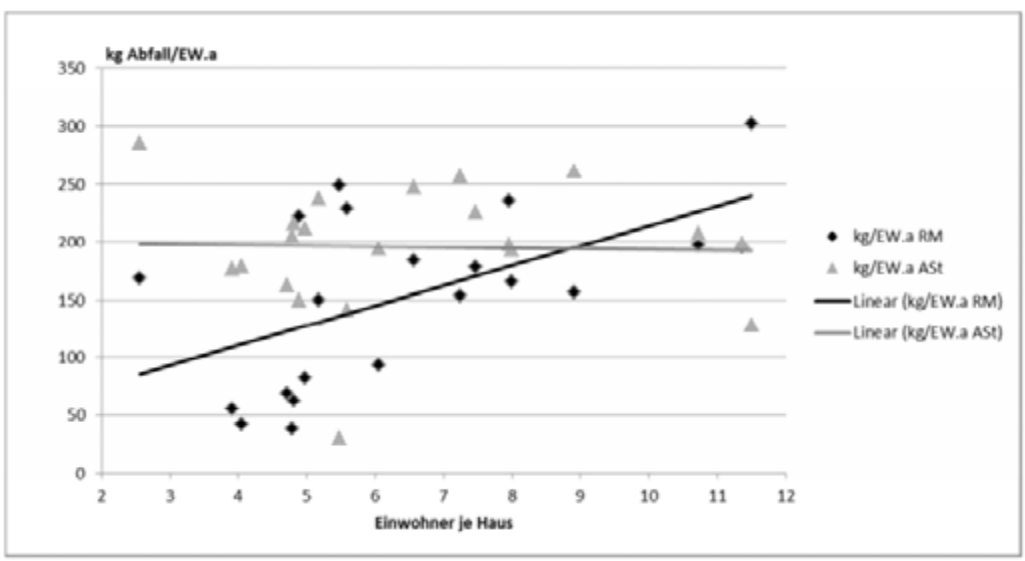


Abb. 2: Mengen an getrennt gesammelten Altstoffen (ASt) und an gemischten Siedlungsabfällen (RM) je Einwohner und Jahr. (Hauer 2018)

Diese beiden Abbildungen zeigen eindeutig, dass die Bereitschaft zur getrennten Sammlung in dicht bebauten Gebieten (in Städten), also in Gegenden mit einer sehr hohen Anonymität gegen „0“ sinkt. Am besten schneiden in diesem Zusammenhang das Altpapier und das Altglas ab – möglicherweise, weil die getrennte Sammlung von diesen Abfällen eine lange Tradition hat. Am schlechtesten sind die Ergebnisse der getrennten Sammlung in dicht bebauten Gebieten bei Leichtverpackungen (inkl. Metalle) und bei Bioabfällen. (Hauer 2018)

Aus diesen Erfahrungen heraus lassen sich folgende Feststellungen ableiten:

- Bei der getrennten Sammlung darf nicht „gegen die Bevölkerung“ gearbeitet werden.
- Die getrennte Sammlung muss so einfach gemacht werden, wie nur möglich
- Getrennte Sammlung soll nur dann verpflichtend sein, wenn die hohe Qualität der Sammelware mit anderen Sammelmethoden nicht erreichbar ist.

Auch dort, wo die getrennte Sammlung gut funktioniert (z.B. in Regionen mit max. 4 Einwohner/Innen je Haus - ländliche Gebiete) ist deren Intensivierung ab einem bestimmten Level absolut nicht mehr effizient (siehe Abbildung 3). Obwohl es sich bei dieser Abbildung um allgemeine Fragen der Entropieentwicklung in der Abfallwirtschaft handelt, ist dieses Diagramm auch für die Funktion „Sammelkosten zu Sammelmengen“ anwendbar.

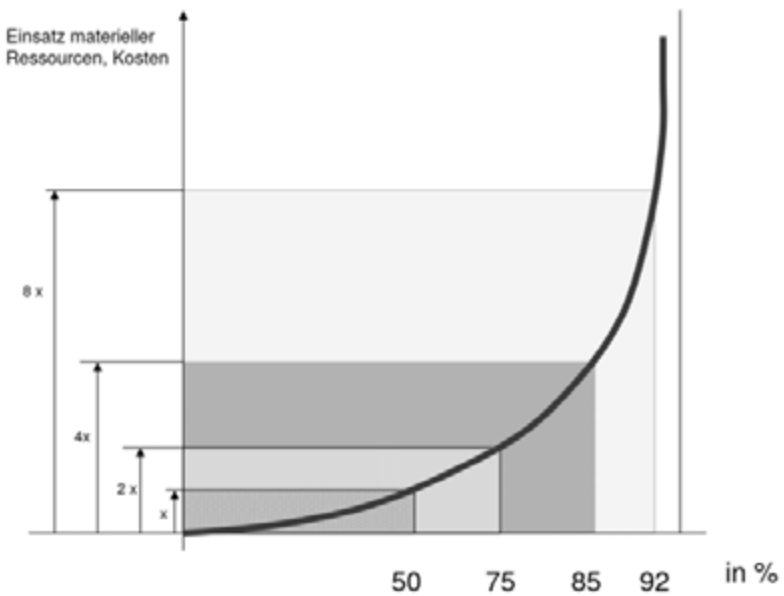


Abb. 3: Der Einfluss der Entropie auf Prozesswirkungsgrade (Vogel 2009)

2.1 Biogene Abfälle

Biogene Abfälle sind der Hauptbestandteil des Siedlungsabfalls und des Restmülls. Es steht außer Frage, dass diese Abfälle ein sehr wertvoller Rohstoff für die Herstellung von Kompost sind. Wie wichtig der Kompost für die Erhaltung der Böden ist, braucht hier ebenfalls nicht näher erörtert zu werden, die Abbildung 4 gilt daher nur als Beispiel.

Abb. 4: Steigerung der Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens durch Kompostanwendung (Hartl 2015)

Um diese Funktion des Kompostes erreichen zu können, muss der Bioabfall, aus welchem dieser Kompost hergestellt wird, eine hohe Qualität, d.h. eine hohe Reinheit aufweisen. Qualität und Menge korrelieren selten miteinander. Die Stadt Wien setzt deshalb seit über 30 Jahren das Prinzip der gezielten getrennten Sammlung nur von jenen Materialien um, die für die Herstellung von Qualitätskompost benötigt werden. Die Produktion von Kompost, also ein hochwertiges Recycling bestimmt die Art der Sammlung und nicht umgekehrt. Abfälle die dafür nicht geeignet sind, werden auch nicht getrennt gesammelt.
Natürlich kann es „von Gutem" auch noch mehr geben, da ist die Entwicklung der Wiener Bioabfallsammlung sehr wohl noch nicht am Ende. Was es aber mit Sicherheit in Wien nicht geben wird, ist eine „flächendeckende" Bioabfallsammlung „koste es was es wolle". Es gilt auch jene Prämisse, dass nicht alle Abfälle, die biologisch abbaubar sind, im Sinne des Wiener Abfallwirtschaftskonzeptes als „kompostierbar", somit als „sammelbar" gelten.

Abgesehen davon ist die getrennte Sammlung von Bioabfällen zwecks Kompostierung nicht einfach. Das für den optimalen Rotteverlauf benötigte C/N – Verhältnis (zwischen 25 und 35) ist ausschließlich mit Küchenabfällen nicht zu erreichen. Für Bürgerinnen und Bürger ist die getrennte Erfassung von Küchenabfällen auch nicht immer angenehm und einfach (Geruch, lange Wege zur nächsten Biotonne etc.). Die Aufstellung von Biotonnen in jeder Liegenschaft der Gründerzeitbebauung hätte eine extrem niedrige Effizienz (extrem hohe Sammelkosten bei geringen Mengen pro Sammelbehälter, die unabhängig von Befüllung mindestens einmal pro Woche entleert werden müssten). Für die Kompostierung wäre das Material auch nur bedingt geeignet.

Anders bei der Vergärung. Zurzeit stuft die EU-Kommission die Vergärung von Bioabfällen als Recycling nur dann ein, wenn der Gärrest danach kompostiert oder direkt verwertet wird (z.B. durch die Ausbringung auf Felder). Was tun aber mit Gärresten, die einen hohen Anteil an Kunststoffen aufweisen?
Hier wäre ein Paradigmenwechsel seitens der EU-Kommission wünschenswert. Ausgerechnet jetzt müsste die Produktion von Biogas (Biomethan) die höchste Priorität erhalten. Wenn das Biomethan und nicht der Gärrest über das Erreichen der Recyclingziele entscheidet, könnte ein großer Anteil der im Restmüll enthaltenen Bioabfälle (da die Müllverbrennung für die EU-Kommission ohnehin sehr negativ eingestuft wird) auch ohne den schwierigen Umweg der getrennten Sammlung über eine Vergärung sinnvoll verwertet werden. Dazu brauchte man nur eine effiziente Restmüllsortierung, mittlerweile ist die dazu benötigte Technik sehr weit fortgeschritten.

Aber auch eine andere Art der getrennten Sammlung wäre für die Produktion von Biogas möglich. Rein theoretisch könnten Bioabfälle auch zusammen mit dem Restmüll, z.B. in speziellen, sehr reißfähigen Kunststoffsäcken mitgesammelt werden, um danach automatisch aus dem Abfallstrom heraussortiert und in die Vergärung befördert zu werden. Ob diese Art der Sammlung durch die EU-Kommission als dem Ausnahmetatbestand gemäß Art. 10 Abs. 4 der EU-Abfallrahmenrichtlinie entsprechend betrachtet wird, ist offen, ein diesbezüglicher Versuch wäre aber sehr spannend.

Abschließend noch eine Praxiserkenntnis bezüglich der getrennten Sammlung von Bioabfällen in Großstädten.
Sammelbehälter für Bioabfälle („Biotonnen“) dürfen nur in der unmittelbaren Nähe eines Sammelbehälters für Restmüll aufgestellt werden. Nur so kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden, dass in die Biotonnen Restmüll eingebracht wird. Sollten die so erfassten Bioabfälle kompostiert werden, sind als Aufstellplätze für Biotonnen nur jene Standorte gut geeignet, wo es neben Küchenabfällen auch Grünabfälle gibt. Jedenfalls gesammelt werden sollen ausschließlich Abfälle pflanzlicher Herkunft, tierische Nebenprodukte jedweder Art erschweren nur die Sammlung (Geruch, Ungeziefer), gleichzeitig sind sie für die Produktion von Kompost auch nicht unbedingt notwendig. Daher: Biotonne ja, aber nicht überall.

2.2 Leichtverpackungen

Die Stadt Wien hat in den frühen 90-er Jahren begonnen, „Kunststoffhohlkörper“ getrennt zu sammeln, damals wurden dafür Altstoffbehälter mit violettem Deckel verwendet. Mit der Erlassung der ersten Verpackungsverordnungen musste diese Sammlung aufgegeben und durch die gemeinsame Erfassung von allen Kunststoffverpackungen ersetzt werden (Altstoffbehälter mit flachem gelbem Deckel), erst 2005 wurde diese Sammlung (nach langen Verhandlungen mit den Bundesbehörden) wieder auf die „Hohlkörper“ umgestellt (gelbe Deckel mit speziellen Öffnungen auch „Kermits“ genannt), es wurden wieder nur jene Kunststoffverpackungen getrennt gesammelt, die auch stofflich verwertbar waren (vor allem PET-Flaschen und HDPE-Behälter). Gleichzeitig wurde aber in Österreich (leider sehr erfolgreich) die Falschinformation verbreitet, dass die Sammlung von allen Kunststoffverpackungen („gelber Sack“) Sinn hat – die Bevölkerung wurde dabei konsequent in die Irre geführt. Der Inhalt der gelben Säcke konnte damals (und kann auch meistens noch heute) höchstens zu 50% stofflich verwertet werden, der Rest musste erst recht verbrannt werden (allerdings als „Ersatzbrennstoffe“ in Zementöfen und sonstigen Industrieanlagen). Wien hat immer den Standpunkt vertreten, dass es sinnlos ist, Abfälle getrennt zu sammeln, wenn ohnehin klar ist, dass so sie nachher verbrannt werden müssen. Es war (und es ist immer noch) besser, diese Abfälle (ohne den Umweg der getrennten Sammlung) gleich im Restmüll zu belassen.
Nun hat die Bundesregierung beschlossen, ab 2023 einheitlich alle Leichtverpackungen getrennt zu erfassen. Was hat sich mittlerweile geändert? Die Sortiertechnik hat sich zweifelsohne weiterentwickelt, das zuständige Ministerium (BMK) geht davon aus, dass sich diese Technik weiter entwickeln wird.
Es könnte aber auch sein, dass die getrennte Sammlung von Kunststoffverpackungen gar nicht notwendig sein wird, nämlich dann, wenn im Zuge der Restmüllsortierung das aus dem Restmüllgemisch gewonnene „Kunststoffkonzentrat“ entsprechend nachsortiert werden kann. Versuche dazu laufen bei der MA 48 gerade. Die Ergebnisse liegen noch nicht vor, können aber vermutlich in nahe Zukunft, hoffentlich samt Umsetzungsvorschlägen präsentiert werden.

2.3 Metalle

Die Sinnhaftigkeit der getrennten Sammlung von Metallen ergibt sich höchstens bei den so genannten Buntmetallen, etwa bei Aluminium. Die Verpackungen aus Aluminium („Dosen“) sollen unbedingt stofflich verwertet werden. Ob die getrennte Sammlung von diesen Abfällen unbedingt notwendig ist hängt davon ab, was mit dem Restmüll passiert. Wird er ohne Vorbehandlung verbrannt, kann Aluminium aus den Verbrennungsrückständen (anders als Eisen) nur sehr schwer, bzw. nur unvollständig entfernt werden, große Teile des Aluminiums werden aufoxidiert und in das Schlackengerüst eingebaut. Das erschwert die darauffolgende Verwertung und Deponierung

der Verbrennungsrückstände. Wird der Restmüll jedoch vor der energetischen Verwertung einer Sortierung unterzogen, können Aluminiumdosen ohne Weiteres mittels Wirbelstrom (Induktion) aus dem Restmüllgemisch ohne Verluste an Qualität aussortiert werden.
Absolut sinnlos ist hingegen die getrennte Sammlung von magnetischen Metallen. Eisen kann etwa sehr leicht mit Hilfe eines Elektromagneten aus fast jedem Gemisch entfernt werden, diese Vorgangsweise ist viel billiger und viel umweltfreundlicher, als die getrennte Sammlung (natürlich von sperrigem Eisenschrott abgesehen, dieser passt auch nicht in die üblichen Sammelbehälter).

2.4 Altpapier

Die getrennte Sammlung von Altpapier gehört zu den am längsten betriebenen Sammelformen, in Wien gibt es diese Sammlung bereits seit dem Beginn der 1980er-Jahre, diese Art der getrennten Sammlung hat daher eine lange Tradition, deren Abschaffung von heute auf morgen wäre vermutlich mit vielen sehr emotionalen Protesten verbunden und ist daher „politisch" schwer vorstellbar. Ob sie aber weiterhin rational ist? Eine schwierige Frage. Mittlerweile können technische Systeme das Papier aus dem Restmüll sehr gut aussortieren, die Papierfabriken zeigen durchaus Interesse an dieser Fraktion. Das Hauptproblem dürften nicht die Faserqualität oder die Verunreinigungen sein, sondernd der daraus stammende Geruch. Die Stadt Wien (MA 48) führt zurzeit entsprechende Versuche, die Ergebnisse liegen noch nicht vor, können aber vermutlich bei der nächsten Recy & Depotech, hoffentlich samt Umsetzungsvorschlägen präsentiert werden.

2.5 Altglas (Verpackungsglas)

Am Beginn der getrennten Sammlung von Verpackungsglas wurden die Glasflaschen noch nach 3 Farben getrennt (farblos oder „weiß", grün und braun). Mittlerweile gibt es (zumindest in Österreich) nur die Trennung nach „weiß" und „bunt", in manchen (vermutlich sehr „konservativen") Regionen in Deutschland wird immer noch die „Dreifaltigkeit der Altglassammlung" betrieben. In den meisten EU-Mitgliedstaaten werden hingegen alle Glasverpackungen unabhängig von Farbe zusammen (getrennt) erfasst. Das spart Kosten und (unbezahlte) Arbeit der Bevölkerung, zwingt jedoch die Glasindustrie dazu, diese unterschiedlichen Glasfarben vor der Schmelze voneinander zu trennen.
Warum wird daher immer noch nach Farben getrennt gesammelt?
Weil die Glasindustrie nicht überall bereit ist, die Sortierkosten zu übernehmen. Es ist einfach viel bequemer, wenn diese Tätigkeit durch die Bevölkerung verrichtet wird – schließlich kostet diese Arbeit die Glasindustrie ja nichts.
Ist die getrennte Sammlung von Verpackungsglas daher überhaupt notwendig?
Nein, allerdings nur unter den Voraussetzungen, dass der Restmüll entsprechend sortiert wird und die Rückstände danach in einem Wirbelschichtofen verbrannt werden. In der Bettasche (anders als bei der Schlacke nach einer Rostfeuerung) liegt das Glas schön gewaschen vor und kann mit moderner Technik auch nach der Glasart (Verpackungsglas getrennt von Fensterglas) separiert werden.

2.6 Wertstofftonne

In manchen Regionen Deutschlands, sowie in der Sammelregion Neunkirchen in Österreich (NÖ) gibt es diese Art der Sammlung von Wertstoffen, wenn auch in vielen unterschiedlichen Formen. In Neunkirchen gilt es die Sammlung nach dem Prinzip „trocken"/nass/bio, wobei zusätzlich dazu auch Altpapier getrennt erfasst wird.
In Deutschland wurden oder werden noch immer im Rahmen einer Wertstoffsammlung alle Kunststoffabfälle gemeinsam mit Metallen und Papier, oder zusätzlich auch mit Elektroaltgeräten und Alttextilien erfasst.
Viele dieser Systeme wurden mittlerweile aufgegeben, allerdings nicht wegen der schlechten Qualität der so erfassten Wertstoffe, oder wegen fehlender Möglichkeit, diese später aus dem Wertstoffgemisch auszusortieren, sondern schlicht und einfach aus finanziellen Gründen.
Dank der in der EU (zumindest für manche Abfälle) geltenden „Produzentenverantwortung" wird beispielsweise die Sammlung von Verpackungen im Rahmen der dualen Systeme organisiert. Ein Teil der von den Lizenzgebühren stammenden finanziellen Mittel wird für die Sammlung und

Verwertung von Verpackungsabfällen verwendet. Die so genannten „stoffgleichen Nichtverpackungen, wie etwa diverse Kunststoffabfälle wie Spielzeug, „Monoblocks“, Gartenutensilien, sind von diesem System nicht erfasst. Eine dazu notwendige Teilung der Kosten kam in den meisten Fällen nicht zustande.

Getrennt gesammelt werden nämlich nicht „Materialien“, sondern „Rechtsmaterien“.

Als Beispiel für eine gut funktionierende Wertstoffsammlung kann die Gemeinde Mühlheim-Kärlich in der Nähe von Koblenz (Rheinland-Pfalz) dienen. Das Foto unten zeigt diese Behälter.

Abb. 5 Wertstofftonne in Mühlheim Kährlich

Was spricht für, was gegen eine Wertstofftonne?
Die Antwort ist eigentlich ganz einfach:
Dafür spricht sehr viel, dagegen sehr wenig.

In Anbetracht der bereits jetzt vorhandenen technischen Lösungen der Sortiertechnik könnten mit Hilfe einer (modernen) Wertstofftonne folgende bisher im Restmüll verbleibende Abfälle zusammen (und doch getrennt von Restmüll) erfasst werden:

1. Papier (rd. 18%)
2. Alle Kunststoffabfälle (rd. 12%)
3. Verbundstoffe (rd. 4%)
4. Metalle (rd. 3%)
5. Holz/Leder/Gummi (rd. 3%)
6. Textilien (rd. 3%)

Im Restmüll würden dann bleiben:

1. Biogenes (rd. 37%)
2. Glas (rd. 6%)
3. Mineralisches (rd. 6%)
4. Windeln (rd.: 3%)
5. Rest (rd. 5%)

(%-Angaben in Klammern beziehen sich auf Masseprozente im Wiener Restmüll) (Walter Hauer 2016).

Gemäß dieser Konfiguration könnte die Sammlung auf folgende Stoffgruppen reduziert werden:

- Wertstofftonne: Stoffe 1 bis 6, insgesamt 43% des Restmülls
- Biotonne: Stoff 7
- Restmülltonne: Stoffe 8 bis 11

In Hinblick auf den gesamten Siedlungsabfall wären natürlich auch die jetzt getrennt erfassten Stoffe dazuzurechnen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Als im Jahre 1981 in Wien die Rinter AG („Rinterzelt“) den Betrieb aufnahm (und ihn bereits bald danach insolvenzbedingt wieder aufgab) war die Sortiertechnik (wie es sich leider erst später herausstellte) bei Weitem noch nicht so weit, um aus dem Restmüllgemisch einzelne Altstoffe in ausreichender Qualität herauszusortieren (Thon 2022).
Die Insolvenz der Rinter AG und die Übernahme des „Rinterzeltes“ durch die MA 48 war auch die Geburtsstunde der getrennten Abfallsammlung in Wien. Durch die Wissenschaft, allen voran durch Herrn O. Univ. Prof. Dr. Gerhard Vogel mit seinem Team wurde mit Hilfe der Thermodynamik sehr treffsicher argumentiert, dass im Sinne der ständig wachsenden Entropie von geschlossenen Systemen, die einmal vermischten Abfälle (Restmüll) nur unter Anwendung von enormen Energien wieder zu dem ursprünglichen Zustand rückgeführt werden können (Vogel 2009).
Was hat sich seit damals geändert? Stimmt die Thermodynamik nicht mehr?
Die Thermodynamik stimmt natürlich nach wie vor, auch die abfallbezogene Entropietheorie von Professor Gerhard Vogel stimmt unverändert.
Allerdings kann die Energie entweder in Form von mechanischer Arbeit, oder in Form von kognitiver Arbeit aufgebracht werden. Letztes ist offensichtlich in den letzten Jahren bei der Entwicklung der Sortiertechnik passiert.
Während nach der Insolvenz von Rinter AG die Bevölkerung mit ihrer unbezahlten Arbeit „einspringen“ musste, um die Altstoffe im Zuge der getrennten Sammlung sortenrein zu bekommen, ist diese Notwendigkeit heutzutage nicht, bzw. nur in ganz wenigen Fällen absolut notwendig.

LITERATUR

Hartl, W. (2015) Kompostanwendung im biologischen Landbau.
Hauer, W. (2018) "Erfassung von Altstoffen in städtischen Strukturen in Abhängigkeit der Wohnstruktur".
Thon, J. (2022) Rinter. MA 48.
Vogel, G. (2009) Nachhaltiges Ressourcenmanagement und Umwelttechnologie" .
Walter Hauer, p. F. (2016) "Wiener Altstoff- und Restmüllanalysen".

Gamechanger Bioabfall? Zusammensetzung, Einflussfaktoren und Potentiale

A. Happenhofer[1], P. Beigl[1], C. Zafiu[1], E. Binner[1] & R. Ottner[1]
[1)] Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU fordert, dass bis 2035 65 % der Siedlungsabfälle entweder recycelt oder für die Wiederverwendung vorbereitet werden müssen (Europäische Kommission 2018). Mit einem durchschnittlichen Anteil von 34 % ist Bioabfall die größte Einzelfraktion des Siedlungsabfalls in der EU (EEA 2020) und wird daher in den nächsten Jahren eine entscheidende Rolle beim Erreichen der abfallwirtschaftlichen EU-Ziele einnehmen. Auch in Österreich muss die Menge an getrennt gesammelten Bioabfällen durch geeignete Maßnahmen noch deutlich gesteigert werden (BMKUEIT 2021). Einerseits soll der nach wie vor hohe Anteil an biogenen Abfällen am Restmüll von rund 33 % (Beigl 2020) reduziert und andererseits die Sammelmengen für die biologische Behandlung erhöht werden. Auch die Qualität der erfassten Abfälle ist dabei für die Qualität des Endprodukts, das entweder hochwertiger Kompost oder Biogas bzw. Gärrest sein kann, entscheidend. Ausgangspunkt dafür ist zunächst die Kenntnis der Zusammensetzung von Bioabfällen durch standardisierte Sortieranalysen, um in weiterer Folge Abschöpfungspotenziale bei der Sammlung zu identifizieren und anschließend Erfassungsgrade durch gezielte Maßnahmen entsprechend erhöhen zu können.

1 EINLEITUNG

In der abfallwirtschaftlichen Praxis ergeben sich aus Sicht von Abfallverbänden, kommunalen Unternehmen, Bioabfallverwertern, Kommunen und anderen Akteuren bei der Bewertung von biogenen Abfällen bzw. deren Sammelsystemen diverse konkrete Fragestellungen, wie beispielsweise die Einhaltung des maximalen Schadstoffgehalts der Sammelmasse, die Bewertung des Störstoffanteils nach Sammeltouren eines Abfallverbands mit unterschiedlichen Siedlungsstrukturen oder die Hochrechnung der Zusammensetzung der jährlichen Sammelmasse biogener Abfälle in einer Region (z.B. Bundesland) unter Berücksichtigung von Jahreszeit, kommunalen Strukturen und entsprechenden abfallwirtschaftlichen Maßnahmen. Zu diesem Zweck wurde in Voruntersuchungen die Zusammensetzung getrennt gesammelter Bioabfälle erhoben. Aufbauend auf den Ergebnissen wurde ein Analyseleitfaden für die Planung, Durchführung und Auswertung von Bioabfallanalysen in Österreich entwickelt.

2 ENTWICKLUNG EINES ANALYSELEITFADENS FÜR BIOGENE ABFÄLLE IN ÖSTERREICH

Die Information über die Zusammensetzung des Bioabfalls ist ein wichtiger Faktor, um die Effizienz der bestehenden Sammelsysteme zu bewerten und geeignete Maßnahmen für die Zukunft abzuleiten. Das Institut für Abfallwirtschaft wurde 2019 unter der Konsortialführung des Oberösterreichischen Landesabfallverbandes beauftragt, die Zusammensetzung von getrennt gesammelten Bioabfällen (Biotonnenmaterial) im Hinblick auf deren Gesamtstörstoffgehalt zu untersuchen. Auf Basis der Ergebnisse wurde ein Leitfaden für zukünftige Analysen in Österreich entwickelt. Zu diesem Zweck wurden in zwei oberösterreichischen Städten Voruntersuchungen durchgeführt.
Das kommunale Bioabfallsammelsystem in den untersuchten Regionen besteht aus einer Biotonnensammlung mit unterschiedlichen Behältergrößen, die von 60-Liter-Behältern in Einfamilienhausgebieten bis hin zu 240-Liter-Behältern in Mehrfamilienhäusern reichten. Die Entleerung erfolgte in Stadt 1 wöchentlich, in Stadt 2 wöchentlich bzw. zweiwöchentlich. Anfang 2020 wurde die Verwendung von biologisch abbaubaren Kunststoffsäcken als Vorsammelhilfe zugelassen, um den Komfort der getrennten Sammlung von Bioabfällen zu erhöhen. Das bedeutet, dass die

Entsorgung von biologisch abbaubaren Kunststoffsäcken, die nach EN13432 zertifiziert und mit Bioabfall gefüllt sind, zulässig ist und keinen Störstoff darstellt, während ein nicht biologisch abbaubarer Kunststoffsack nicht zulässig ist. Diese Studie wurde ohne Referenzdaten durchgeführt, da es sich um die erste Bioabfallanalyse handelte, welche die Zusammensetzung des Bioabfalls im nachfolgend erläuterten Detailgrad untersucht. Daher war es wichtig, zunächst orientierende Daten zu erhalten, die auch Unterschiede bei den zu erwartenden Einflussfaktoren wie dem Entleerungsintervall, der Behältergröße und der Siedlungsstruktur berücksichtigen. Die Studie berücksichtigte drei Hauptaspekte bei der Analyse der Bioabfälle: die Bestimmung der Gesamtmenge an Störstoffen, die Menge und Zusammensetzung an Lebensmittelabfällen (vermeidbare und nicht vermeidbare) sowie die Menge und Zusammensetzung an Kunststoffsäcken, die im Labor in biologisch abbaubare und nicht biologisch abbaubare Säcke, sowie nach Polymertypen unterschieden wurde. Nachfolgend ist die Vorgehensweise für die einzelnen Analysen zusammengefasst.

2.1 Methodik und Vorgehensweise

Die Analysen wurden im Februar und Juni 2020 in Oberösterreich durchgeführt. Die Studie wurde in zwei Analysekampagnen konzipiert, um eventuelle saisonale Schwankungen zu berücksichtigen, die einen starken Einfluss auf die Menge und die Zusammensetzung der anfallenden biogenen Abfälle (z.B. Gartenabfälle) haben können. Die Behälter wurden am Tag der Entleerung am Sortierstandort angeliefert und dort noch am selben Tag manuell analysiert.

Bei der Probenahmeplanung wurden die Faktoren
- Entleerungsintervall (z.B. wöchentlich, zweiwöchentlich),
- Behältergröße (z.B. 80 Liter, 120 Liter, 240 Liter) und
- Siedlungsstruktur (Einfamilienhaus, Mehrfamilienhaus)

berücksichtigt.

Diese Faktoren wurden für die untersuchten Regionen entsprechend ex-ante erhoben und die Gesamtzahl der Proben wurde nach diesen Kriterien möglichst repräsentativ verteilt. Die Ergebnisse sind statistisch nicht repräsentativ für das gesamte Bundesland, sondern sind als erste orientierende Daten zu interpretieren. Insgesamt wurden ca. 3.250 kg biogene Abfälle analysiert:
- Störstoffanalysen (für die Gesamtprobenmasse)
- eine detaillierte Lebensmittelabfallanalyse (rd. 1.200 kg)
- eine detaillierte Analyse der Kunststoffsäcke (rd. 42 Teilproben)

Hauptziel der Studie war die Bestimmung des Störstoffgehalts in den Bioabfallproben. Dazu wurde jede Probe in die Hauptfraktionen "Biogene Abfälle - Garten", "Biogene Abfälle - Haushalt/Küche", "Papier inkl. Hygieneartikel", "Störstoffe inkl. biologisch abbaubare Kunststoffsäcke" und "Restfraktion" unterteilt. Die Fraktion "Störstoffe" wurde zusätzlich in die Untergruppen "Kunststoffe" (Säcke, Folien und sonstige), "Glas", "Metall", "gefährliche Abfälle (inkl. EAG)" und "sonstige Störstoffe" unterteilt. Für die zusätzliche Analyse der Lebensmittelabfälle wurde die Fraktion "Biogene Abfälle - Haushalt/Küche" zusätzlich in "Küchenabfälle", "vermeidbare Lebensmittelabfälle" (inkl. Untergruppen auf Produktebene) und "sonstige Organik" unterteilt. Für jede 10. Teilprobe wurde die Fraktion „Kunststoffsäcke" zurückgestellt und ins Labor transportiert, um dort den Anteil an Anhaftungen sowie den Polymertyp der Kunststoffe zu bestimmen. Anhaftungen haben in der Regel einen überproportional hohen Masseanteil im Vergleich zum Eigengewicht der Kunststoffe und können daher die Ergebnisse stark verzerren. Darüber hinaus wurde der Anteil biologisch abbaubarer Kunststoffsäcke mittels FTIR-Analysen untersucht.

2.2 Ergebnisse

Es hat sich gezeigt, dass der Störstoffanteil nach Stadt und Behältervolumen zwischen 1,4 % FM (inkl. Anhaftungen) in Stadt 1 (80-l-Behälter) und 6,9 % FM in Stadt 2 (240-l-Behälter) liegt. Im Durchschnitt liegt der Anteil der Verunreinigungen bei 3,2 % FM, wobei er in 240-Liter-Behältern

tendenziell höher ist, unabhängig von der Stadt. Die höchsten Störstoffanteile insgesamt hatten ebenso die 240-Liter-Behälter, die vorwiegend in Mehrfamilienhäusern bereitgestellt werden. Es ist zu beachten, dass die Konfidenzintervalle sehr breit sind und sich teilweise überschneiden, was nur eine begrenzte Interpretation der Ergebnisse zulässt. Eine detaillierte Analyse der Zusammensetzung der Störstoffe zeigt, dass die Fraktion "sonstige Störstoffe" mit 43 % FM den größten Anteil ausmacht, gefolgt von "Kunststoffsäcken" mit 33 % FM und "sonstigen Kunststoffabfällen" mit 11 % FM.
Bei der Betrachtung der Zusammensetzung zeigt sich, dass Küchenabfälle, d.h. Zubereitungsreste und andere nicht vermeidbare Lebensmittelabfälle, einen durchschnittlichen Anteil von 43,1 % FM an der Gesamtmasse haben, während der Anteil an vermeidbaren Lebensmittelabfällen 32,7 % FM beträgt. Der höchste Anteil an vermeidbaren Lebensmittelabfällen wurde in beiden Städten in den 240-Liter-Behältern ermittelt. Eine detaillierte Analyse der Zusammensetzung aller Fraktionen exklusive der "Gartenabfälle" zeigt, dass die Fraktion "Küchenabfälle" mit 48,3 % FM den größten Anteil der Bioabfälle ausmacht, gefolgt von der vermeidbaren Lebensmittelabfallfraktion "Gemüse" mit 9,8 % FM, "Obst" mit 8,4 % FM und "sonstige Lebensmittelabfälle" mit 7,6 % FM.
Die Analysen zeigen, dass insgesamt ein durchschnittlicher Störstoffgehalt von ca. 3,2 % FM vorliegt und der Anteil an vermeidbaren Lebensmittelabfällen bei ca. 33 % FM liegt, was ein erhebliches Vermeidungspotenzial aufzeigt. Eine vertiefende Analyse der Kunststoffsäcke ergab, dass der Anteil der biologisch abbaubaren Kunststoffsäcke 36 % FM der gesamten Kunststoffsäcke ausmacht. Etwa 51 % FM bestanden aus PE und weitere 13 % FM aus anderen Kunststoffpolymeren, wie u.a. PET oder PVC.
Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurde eine Methodik erarbeitet, um eine praktikable, wissenschaftlich fundierte Vorgehensweise bei der (manuellen) Analyse von Bioabfällen zur Verfügung zu stellen, die in Form eines Leitfadens für zukünftige Analysen in Österreich zur Anwendung kommen soll (Beigl et al. 2020). Um nicht nur den Status Quo abzubilden, sondern auch Optionen für die Zukunft aufzeigen zu können, sollen im nächsten Schritt Faktoren ermittelt werden, die signifikanten Einfluss auf das Aufkommen und die Zusammensetzung getrennt gesammelter biogener Abfälle haben und im Zuge der vorliegenden Studie sowie weiteren aktuellen Ergebnissen (Beigl 2020, Beigl & Happenhofer 2022) ausgewertet werden. Hierbei sollen zum einen sozioökonomische Faktoren, wie beispielsweise Haushaltsgröße oder Bebauungsstruktur, aber vor allem auch abfallwirtschaftlich beeinflussbare Faktoren, wie die Art und Größe des Sammelbehältnisses oder die Wahl des Entleerungsintervalls näher beleuchtet werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Für Österreich liegen bisher kaum Daten in dieser Detailtiefe vor, diese Grundlagendaten sind jedoch für künftige Berichtspflichten auf nationaler und EU-Ebene, sowie für die Umsetzung und Evaluierung angewandter Maßnahmen in der getrennten Abfallsammlung bedeutend. Ziel des gegenständlichen Projekts war daher, erste orientierende Daten über den Anteil von Störstoffen und Lebensmittelabfällen in Massen-% und die Polymertypen der entsorgten Kunststoffsäcke für die untersuchten Regionen zu erhalten. Die Ergebnisse sind nicht statistisch repräsentativ für den Untersuchungsraum, dennoch lassen sich einige erste Aussagen über die spezifische Zusammensetzung von Bioabfällen in Österreich ableiten. Der durchschnittliche Störstoffanteil lag mit 3,2 % FM (inkl. Anhaftungen) in einem Bereich, der die gängigen Vorgaben für maximale Störstoffanteile (i.d.R. 5 %) bei der Anlieferung von biogenen Abfällen in Behandlungs- und Verwertungsanlagen grundsätzlich unterschreitet, wobei einzelne Sammeltouren – beispielsweise mit hohem Anteil an Mehrfamilienhausanlagen – den Wert durchaus auch überschreiten können. Der Anteil an vermeidbaren Lebensmittelabfällen betrug rund 33 % FM. Wenn man davon ausgeht, dass diese Größenordnung repräsentativ für das gesamte Bundesgebiet sein könnte, ergibt sich daraus ein bedeutendes Vermeidungspotenzial sowie ein dringender Handlungsbedarf bezüglich verstärkter Vermeidungsmaßnahmen.

4 DANKSAGUNG

Die Entwicklung des „Leitfadens für die Planung, Durchführung und Auswertung von Bioabfallanalysen“ wurde im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Oberösterreichischer Landesabfallverband (Konsortialführung), Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Niederösterreichische Umweltverbände, Dachverband der Steirischen Abfallwirtschaftsverbände, Abfallwirtschaftsverbände Kärnten, Amt der Salzburger Landesregierung, Kompost & Biogas Verband Österreich und Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie durchgeführt.

LITERATUR

Beigl, P. (2020) Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/19. Wien: Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Beigl, P., & Happenhofer, A. (2022) Auswertung von Einflussfaktoren auf Restmüllzusammensetzung und Altstofferfassungsgrade in Österreich 2018/2019 zur Entwicklung eines effizienten Analysekonzepts. Wien: Studie im Auftrag der Länder-Arbeitsgemeinschaft um das Amt der Steiermärkischen Landesregierung.

Beigl, P., Happenhofer, A., Zafiu, C., Binner, E., & Ottner, R. (2020) Leitfaden für die Planung, Durchführung und Auswertung von Bioabfallanalysen. Wien: Studie im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft um den Oberösterreichischen Landesabfallverband.

BMKUEIT (2021) Die Bestandsaufnahme der österreichischen Abfallwirtschaft – Statusbericht Abfallwirtschaft 2021. https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:04ca87f4-fd7f-4.

EEA (2020) Bio-waste in Europe – turning challenges into opportunities. https://www.eea.europa.eu/publications/bio-waste-in-europe.

Europäische Kommission (2018) Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32018L0851.

Verbesserung der Sammelqualität biogener Abfälle

J. Adam[1] & M. Wellacher[2]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Kunststoffe in biogenen Abfällen gefährden immer mehr die Verwertung biogener Abfälle zu qualitätsvollem Kompost. Neben steigenden Übergabekosten der Kommunen an die Kompostanlagenbetreiber kommt es fallweise auch zu Rückweisungen von zu stark belasteten Chargen. Die durch manuelle Sortierung gefundenen Störstoffe sind mit rd. 86 % überwiegend Kunststoffe. Messungen zu verschiedenen Zeitpunkten bei denselben Abfuhrtouren weisen starke Schwankungen hinsichtlich der Störstoffbelastung auf. Ebenso konnten Veränderungen in der Aufteilung des Gesamtstörstoffgehaltes in Störstoffgruppen festgestellt werden. Im Entwurf einer neuen Kompostverordnung ist ein Grenzwert für den Störstoffgehalt bei angelieferten biogenen Abfällen festgelegt. Im Projekt DeSort wurde eine Zählmethode entwickelt, mit welcher durch einer schnellen Erfassung der Zahl der sichtbaren Störstoffe bezogen auf das Schüttvolumen eine Aussage über die Störstoffkonzentration in Gewichtsprozent getroffen werden kann. Einzelne geprüfte Maßnahmen zur Verhaltensänderung beim Anfall von biogenen Abfällen zeigten, dass die persönliche Verteilung von Papiersäcken als Vorsammelhilfen zu einer nachhaltigen positiven Veränderung des Fehlwurfverhaltens von BürgerInnen führt.

1 EINLEITUNG

Der Kunststoffanfall in biogenen Abfällen gefährdet immer mehr die Verwertung biogener Abfälle zu Kompost als Dünger und Bodenverbesserer, die eine tragende Säule der modernen Kreislaufwirtschaft ist. Beschwerden über den sichtbaren Kunststoffgehalt in Kompost nehmen stark zu. Als Folge davon sinken die Vermarktungserlöse für Kompost, wodurch die Übergabekosten der Kommunen an die Kompostierer steigen und Rückweisungen zu stark störstoffbehafteter Chargen an die Kommunen erfolgen. In der Steiermark haben beispielsweise einzelne Kompostierer ihre Übernahmeverträge mit Kommunen aufgrund der hohen Störstoffbelastungen gekündigt. Fallweise müssen sich die Kommunen zumindest verpflichten, aussortierte Kunststoffe vom Kompostierer zurückzunehmen, was zusätzlich steigende Kosten verursacht.
Die österreichische Kompost-Verordnung begrenzt Kunststoffe im Kompost >2 mm mit 0,2 % bzw. 0,4 % an der Trockenmasse (Kompostverordnung 2001). Die deutsche Düngemittelverordnung hat die zu bestimmenden Teile seit 2019 auf 1 mm herabgesetzt (Düngemittelverordnung 2012).
In Österreich wurde der Vorentwurf einer neuen Kompostverordnung zur Kommentierung ausgesendet. Dabei wird eine Professionalisierung der Kompostierung angestrebt. Nach Informationen des Arbeitsausschusses für Biogene Abfälle wird dabei ein Grenzwert für den Störstoffgehalt bei angelieferten biogenen Abfällen festgelegt. Unabhängig von einem finalen Grenzwert ergibt sich daraus der Bedarf einer praktischen wissenschaftlich fundierten Schnellmessmethode (Arbeitsausschuss Biogene Abfälle 2022).
Im Zuge des Projektes DeSort - „Grundlagen für die automatische Erkennung und die sensorgestützte Sortierung von Kunststoffen in biogenen Materialien“ - wurde eine Zählmethode entwickelt, mit welcher durch einer schnellen Erfassung der Zahl der sichtbaren Störstoffe bezogen auf das Schüttvolumen eine Aussage über die Störstoffkonzentration in Gewichtsprozent getroffen werden kann. Zudem wurden psychologischen Maßnahmen zur Verhaltensänderung beim Anfall von biogenen Abfällen geprüft.

2 METHODIK

2.1 Messung von Störstoffen

Zur Entwicklung einer Schnellmessmethode wurde eine Zählmethode näher untersucht, indem Messwerte in 40 Biotonnen mit den daraufhin tatsächlich sortierten Gesamtgehalten an Störstoffen verglichen und die Übereinstimmung mittels Korrelation bewertet wurde. Dabei wurde die Anzahl der sichtbaren Störstoffe in der Schüttgosse des Sammelfahrzeuges erfasst und der Messwert auf das zuvor festgestellte Füllvolumen bezogen und auf Stück pro 12 l Schüttvolumen umgerechnet.

Zur Messung der Störstoffe erfolgten Probenahme und manuelle Sortieranalyse in Anlehnung an die Gebietsanalyse der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) (Kehres 2018) bzw. für Kompost nach dem Methodenbuch der BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 2015). Die Sortierung der biogenen Abfälle erfolgte in 17 Fraktionen, die für die Ergebnisdarstellung zu fünf Gruppen zusammengefasst wurden.

2.2 Psychologische Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität in der Biotonne

Zur Untersuchung wurden mäßig problematische Sammeltouren von Mehrparteienwohnhäusern ausgewählt, d.h. weder Einfamilienwohnhaustouren noch sehr problematische Mehrparteienwohnhaustouren. Die Sammeltouren umfassten jeweils 20 Biotonnen von 120 l bzw. 240 l Fassungsvolumen in vier Gebieten der Steiermark:

- Graz 1
- Graz 2
- Kapfenberg
- Mürzzuschlag

Die Biotonnen wurden dabei gesammelt, vor der Sortierung mit der Zählmethode bewertet und dann sortiert. Bei den Untersuchungen im Dezember 2020 wurden in den vorangegangenen 6-8 Wochen Maßnahmen bei allen involvierten Liegenschaften und allen Wohnparteien durchgeführt. Dabei wurden persönlich adressierte Anschreiben unterschiedlichen Inhalts mit oder ohne eine Serie von Papiersäcken an jede Wohnpartei verteilt, teilweise über die Postfächer, teilweise persönlich, teilweise durch ein Platzieren vor der Haustüre. In dem Anschreiben wurde auf eine Kontrolle der Biotonne in den nächsten Wochen hingewiesen, was während dieser Zeit drei Mal mit der Zählmethode praktiziert wurde (und beim dritten Mal gesammelt und sortiert). Zwischenzeitlich gab es dann ein Erinnerungsschreiben, in dem auf die Zwischenbewertung hingewiesen wurde. Die Sortierergebnisse wurden für die Darstellung der Gebietswerte summiert und als Gesamtwert ausgegeben.

3 ERGEBNISSE

3.1 Messung von Störstoffen

Die durch manuelle Sortierung gefundenen Störstoffe sind überwiegend Kunststoffe. In einer Messung in 120 Biotonnen im Dezember 2020 umfassen diese 86 % (OS) (Abb. 1). Die Summe der Kunststoffe kann weiter aufgeteilt werden in Säcke und nicht-Säcke, erstere in nicht-abbaubare, 21 %, und abbaubare, 18 %, sowie letztere in reine Kunststoffe (nicht-Säcke), 14 %, und Verbunde/Sonstiges, 33 %. Die restlichen Störstoffe (Glas, Keramik, Metalle) spielen mit 14 % eine untergeordnete Rolle.

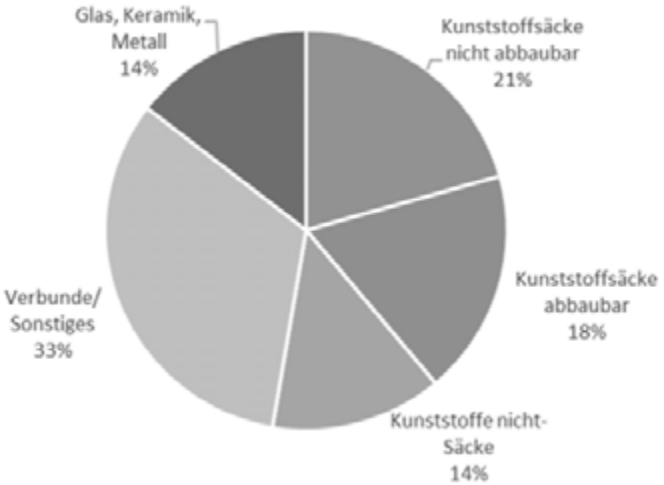


Abb. 1: Aufteilung der Störstoffe in biogenen Abfällen in 120 Biotonnen im Dezember 2020 in fünf Störstoffgruppen in Prozent an der Originalsubstanz

Im Laufe von Messungen zu vier verschiedenen Zeitpunkten wurden unterschiedlich hohe Messwerte bei ein und denselben Abfuhrtouren von je zwanzig Biotonnen gefunden. Für Kapfenberg schwanken die Werte innerhalb der kalten Jahreszeit um das Vierfache, in Graz 1 reduzierte sich der Gesamtgehalt über drei Jahre um fast 90 % (Abb. 2).

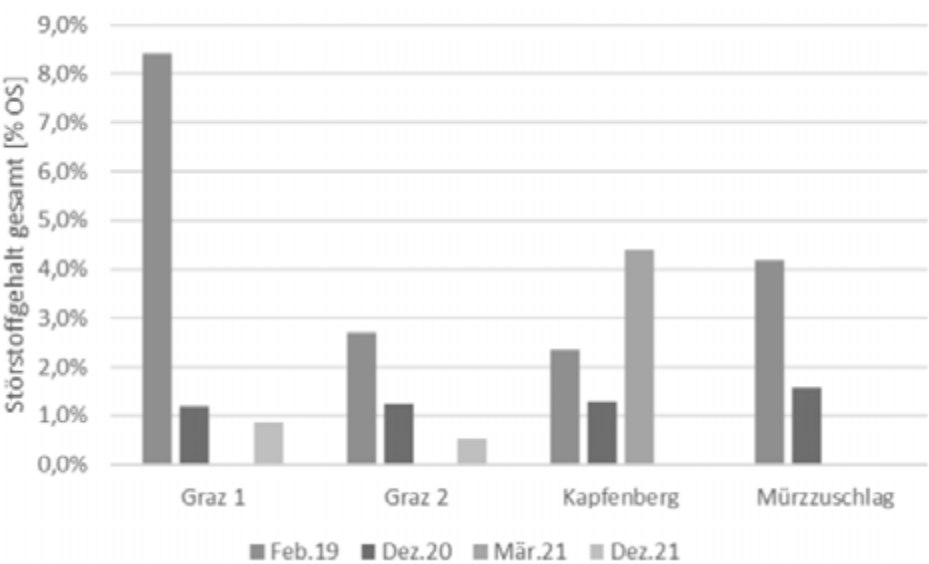


Abb. 2: Störstoffgesamtgehalte in vier verschiedenen Gebieten zu vier verschiedenen Zeitpunkten (Summenwerte aus jeweils 20 Biotonnen, auf Originalsubstanz bezogen)

Ebenso konnten Veränderungen über vier Messzeitpunkte in der Aufteilung des Gesamtstörstoffgehaltes in Störstoffgruppen festgestellt werden. Hierzu wurden die Summenwerte aus allen sortierten Biotonnen berechnet. Anteilsmäßig zugenommen haben abbaubare Kunststoffsäcke, abgenommen haben hingegen Verbunde/Sonstiges sowie Glas/Keramik/Metall (Abb. 3).

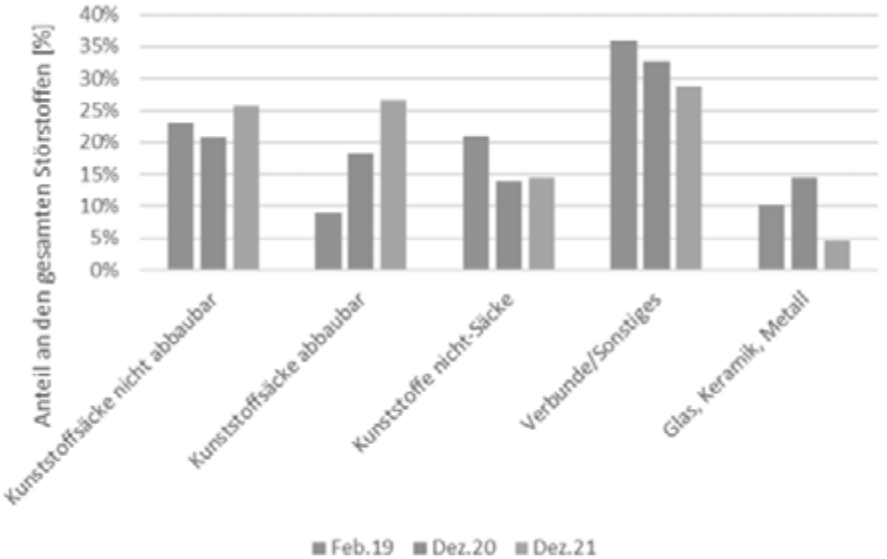


Abb. 3: Veränderung der Anteile von fünf Störstoffgruppen an der Gesamtmasse an Störstoffen zu drei verschiedenen Zeitpunkten in jeweils 40-100 Biotonnen (Messung in Prozent an der Originalsubstanz; Februar 2019 n=100, Dezember 2020 n=80, Dezember 2021 n=40)

Die in der zweiten Untersuchung ermittelte Korrelation der Zählmethode mit sortierten Gesamtgehalten ergab für die Gebiete Graz 1 und Graz 2 ein gutes Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,57$, unabhängig vom Füllgrad der Behälter, wobei alle Behälter 120 l Fassungsvolumen hatten (Abb. 4). Werden auch die Ergebnisse der beiden anderen Untersuchungsgebiete herangezogen, sinkt das Bestimmtheitsmaß.

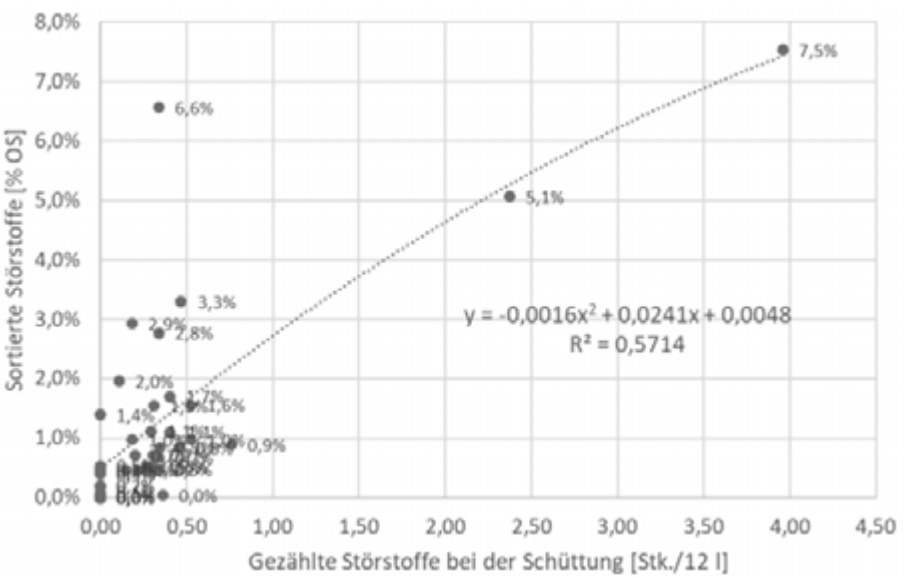


Abb. 4: Korrelation von gezählten Störstoffen in 40 Biotonnen aus Graz 1 und Graz 2 mit den sortierten Gesamtgehalten

Die Korrelationsgrafik und deren Gleichung ist folgendermaßen zu verwenden: Möchte man beispielsweise Biotonnen mit einem Störstoffgehalt von ≥2 % erkennen, so muss man alle Behälter mit mehr als 0,7 Störstoffen pro 12 l Schüttvolumen dafür auswählen (oder 7 Störstoffen pro 120 l etc.).

3.2 Psychologische Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität in der Biotonne

Unter den Maßnahmen zur Verhaltensänderung der Erzeuger biogener Abfälle zur Reduktion von Störstoffen war die Verteilung von Papiersäcken als Vorsammelhilfen signifikant die erfolgreichste, wie am Beispiel Graz 1 und Kapfenberg zu sehen ist (Abb. 5). Die Androhung von Kosten einer Sonderentleerung hatte schwach signifikante Verbesserungen bewirkt (Graz 2), ein Motivationsschreiben alleine brachte keine Verbesserungen (Mürzzuschlag). Auch die Kombination von Papiersäcken und Androhung von Kosten einer Sonderentleerung führte zu einer messbaren Verbesserung beim Störstoffbesatz der betrachteten Biotonnen (Graz 1).

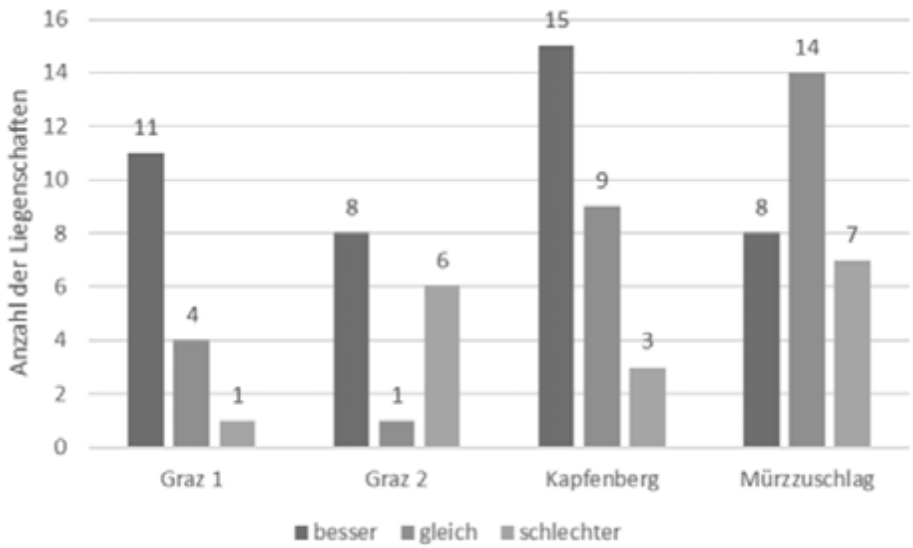


Abb. 5: Vergleich der Veränderungen des Störstoffbesatzes durch unterschiedliche Maßnahmen (Anzahl der Biotonnen in den Untersuchungsgebieten, die über den Versuchszeitraum besser wurden, gleich blieben bzw. schlechter wurden)

Die klare Wirkung der Verteilung von Papiersäcken auf die Verbesserung der Störstoffqualität der biogenen Abfälle in Graz 1 und Kapfenberg war überraschend und erfreulich. Das Ergebnis ist abgesichert, da es an zwei verschiedenen Standorten erfolgreich war.
Die leicht positive Wirkung eines Anschreibens mit Androhung auf eine Sonderentleerungsgebühr erscheint unter dem Blickwinkel der Kurzzeitbetrachtung nicht signifikant.
Ein reines Informationsschreiben, obwohl an die Bewohner verteilt, auch in Verbindung mit dem Erinnerungsschreiben, war nicht erfolgreich. Das verwundert nicht, wird aber nach wie vor in vielen Kommunen nicht berücksichtigt.
Wurde anfangs durch den Untersuchungszeitraum von 6-8 Wochen davon ausgegangen, dass dabei vorerst nur der Kurzzeiteffekt nachgewiesen werden konnte, so konnte mittlerweile im Dezember 2021 eine neue Sortierung der 40 Biotonnen in Graz 1 und Graz 2 durchgeführt werden. Diese ergab ebenso überraschend sehr niedrige Störstoffgehalte von 0,9 bzw. 0,5 % an der Originalsubstanz (siehe Abbildung 2). Somit konnte seit Februar 2019 durch die Maßnahme im Dezember 2020 in den 40 Liegenschaften eine durchschnittliche Verbesserung der Störstoffgehalte von 6,2 % auf unter 1 % erreicht werden. Ein bemerkenswerter Erfolg.
Das weist darauf hin, dass auch ein Jahr nach der Durchführung die Erfolge der Maßnahme Papiersackverteilung und – jetzt unter dem Blickwinkel der Langzeitbetrachtung – auch die Androhung einer Sonderentleerungsgebühr nachweisbar sind.

Die Ergebnisse bestätigen die Empfehlung von Fachleuten und auch Erfahrungen, dass sowohl Anreize als auch Konsequenzen in Zusammenhang mit einer Kontrolle wirkungsvolle Elemente bei der Veränderung des Fehlwurfverhaltens der BürgerInnen darstellen (Henssen 2020, Ohde & Eger 2020).

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Bei den Störstoffbelastungen biogener Abfälle handelt es sich größten Teils um Kunststoffe. Restliche Störstoffe (Glas, Keramik, Metalle) spielen eine untergeordnete Rolle. Mehrere Messungen zu verschiedenen Zeitpunkten bei denselben Abfuhrtouren weisen starke Schwankungen hinsichtlich der Störstoffbelastung auf. Zudem konnten Veränderungen in der Aufteilung des Gesamtstörstoffgehaltes in Störstoffgruppen festgestellt werden. Beispielsweise konnte eine Zunahme bei den abbaubare Kunststoffsäcken beobachtet werden. Bei den geprüften Maßnahmen zu Verhaltensänderung zur besseren Trennung bei biogenen Abfällen zeigte sich, dass die persönliche Verteilung von Papiersäcken als Vorsammelhilfen zu einer nachhaltige positive Veränderung des Fehlwurfverhaltens führt. Die Zählmethode zur Störstoffschnellmessung korreliert gut mit dem Störstoffgehalt in Gewichtsprozent und kann daher für die Schnellmessung im Zuge der Schüttung in das Sammelfahrzeug angewendet werden. Damit wird Sammlern ein Werkzeug in die Hand gegeben, mit dem eine unmittelbare Rückmeldung zur Sammelqualität – gegebenenfalls mit Beweisfoto – an die Liegenschaft gegeben werden kann. Das ist jedenfalls vorteilhafter als eine Leerung vor Ort mit manueller Sortierung und genauer als das Beurteilen der Sammelqualität durch den Blick in die Biotonne.

LITERATUR

Arbeitsausschuss Biogene Abfälle des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (2022), Persönliche Information 26.01.2022, Wien

Bundesgesetz (2001) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung). BGBl. II Nr. 292/2001, Wien

Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2015) Methodenbuch – 4. Erg.Lfg. 12/2015 Verunreinigungsgrad (quantitativ als Flächensumme der Fremdstoffe). BGK, Köln-Gremberghoven

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2012) Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) idgF zuletzt geändert am 2. Oktober 2019

Hennsen, D. (2020) Sortenreine Bioguterfassung – Orientierungshilfe für qualitätssteigernde Maßnahmen. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln-Gemberghoven

Kehres, B. (2018) Gebietsanalyse - Bestimmung der Sortenreinheit von Biogut eines Entsorgungsgebietes - Fassung: 01.07.2018. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln-Gremberghoven, Deutschland

Ohde, J., Eger, Y. (2020) Wie minimiert man Plastik bei der Bioabfall-Sammlung? Vortrag auf der Online-Konferenz der Kommission Bodenschutz beim UBA (KBU): Kunststoffe in der Umwelt – Ein Problem für unsere Böden, oder nur falscher Alarm? Am 03.12.2020, Berlin. GAB Umwelt Service, Kummerfeld

Pilotprojekte Smart Waste, Smart Waste+ und elektronisches Abfallwirtschaftskonzept – Bundesministerium für Landesverteidigung als Vorreiter

R. Fritzenwallner[1], G. Siller[2] & O. Monod-Roider[3]
[1)] BMLV, Dion6/Appl/BauW, Wals, Österreich
[2)] BMLV, Dion7/BetrMngt&Contr/UWM, Wals, Österreich
[3)] BMLV, Dion6/Appl/BauW, Wals, Österreich

KURZFASSUNG: Das Österreichische Bundesheer (ÖBH) setzt mit den beiden Projekten Smart Waste und Smart Waste+ die Vorgaben der Europäischen Union in der Kreislaufwirtschaft aktiv um. Dabei werden neben dem Lebensmittelabfall in den Verpflegseinrichtungen weitere Abfallfraktionen (Systemabfälle) mittels Digitalisierung gesteuert. Als Trägermedium wird dabei die seit 2015 bekannte verschlüsselte Funktechnologie Long Range Wide Area Network (LoRaWAN) verwendet. Zielt Smart Waste vor allem auf die zu erwartenden wirtschaftlichen Einsparungen ab, so wird Smart Waste+ mithelfen, dass das ÖBH als Bundesinstitution eine Vorreiterrolle bei der Abfallvermeidung einnimmt. Das bisherige Abfallwirtschaftskonzept wird dabei in elektronischer Form dazu genützt, auf die Abfallströme in den Liegenschaften steuernd eingreifen zu können. Durch die Verwendung eines Standards bei der Schnittstelle zu den Entsorgungsbetrieben (Transportdaten) soll das elektronische Abfallwirtschaftskonzept in weiterer Folge anderen Institutionen bzw. Kommunen zur Verfügung stehen. Das ÖBH liefert durch die zu erwartende Effizienzsteigerung der Abfallwirtschaft einen wertvollen Beitrag zum Green Deal, um als Bundesinstitution bei der Erreichung der abfallwirtschaftlichen EU-Vorgaben im Rahmen der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie wegbereitend und vorbildgebend zu wirken.

1 EINLEITUNG

Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen ist ein Beitrag zur Schonung der natürlichen Ressourcen Boden, Wasser und Luft sowie eine wichtige Stellschraube, um Wareneinsätze zu reduzieren und die Kosten der Gemeinschaftsverpflegung im Bundesministerium für Landesverteidigung (BMLV) zu senken. Aufbauend auf diesen Überlegungen nimmt das BMLV als staatliche Institution im Abfallvermeidungsprogramm im Sinne der Kreislaufwirtschaft eine aktive Rolle wahr. Mit den Projekten Smart Waste und Smart Waste+ werden die Vorgaben der Europäischen Union aktiv umgesetzt und die Zielerreichung gesteuert.

1.1 Smart Waste

Die Ressortleitung im BMLV hat für die Erfassung der Lebensmittelabfälle entlang der Wertschöpfungskette in der Gemeinschaftsverpflegung das Pilotprojekt Smart Waste gestartet. Zur Erreichung des UN-Ziels, die Lebensmittelabfälle bis in das Jahr 2030 zu halbieren (SDG 12.3), wurde eine ressortinterne Strategie zur Reduzierung der Lebensmittelverschwendung postuliert. Eine zentrale Vorgabe ist dabei, den manuellen Arbeitsaufwand in den Küchen möglichst gering zu halten und valide Kennzahlen zur Steuerung aufzubereiten. Davon abgeleitet wurden durch die Digitalisierung, durch das Internet der Dinge und durch das energieeffiziente verschlüsselte Funknetz LoRaWAN adäquate Lösungen realisiert.
In einer effizienten Küchenorganisation (vermeidbare Lager- und Produktionsabfälle) und in der Reduktion der Tellerreste (vermeidbare Ausgabeabfälle) werden wichtige Potenziale gesehen. Als Zielgruppen relevanter Kennzahlen wurden daher einerseits die Kunden und andererseits die Mitarbeiter in der Gemeinschaftsverpflegung beim ÖBH definiert.

Ein wichtiger Gesichtspunkt sind die verfügbaren IT-Services wie z.B. das Warenwirtschaftssystem und das Kassensystem, um das Internet der Dinge und das LoRaWAN als verschlüsseltes Funknetz zur Einbindung der Sensoren und Aktoren zu ergänzen und damit den Gesamtprozess kostengünstiger und ressourcenschonender zu gestalten. Ziel ist die laufende aktuelle Aufbereitung valider Kennzahlen für die genannten Zielgruppen zur Steuerung der Lebensmittelabfallreduktion in den über 80 Verpflegseinrichtungen des ÖBH. Neben dem Aspekt der Nachhaltigkeit werden die Möglichkeiten der Digitalisierung genützt, um dem Green Deal auch in wirtschaftlicher Hinsicht Rechnung zu tragen. Ein weiteres Ziel ist die Umsetzung der Kreislaufwirtschaft – auch dieses Thema wird durch das Projekt Smart Waste adressiert.
Die Nutzung von Sensoren und Aktoren kann den Aufwand zur Dokumentation der Menge und Art der Lebensmittelabfälle für die Mitarbeiter in den Verpflegseinrichtungen minimieren. Im Pilotprojekt kommen Massesensoren zur Erfassung der Abfallmasse und Füllstandsensoren zur Dokumentation des Abfallvolumens zum Einsatz.
Während über Massesensoren direkt nutzbare Eingangsdaten ermittelt werden, können Füllstandsensoren nur Daten über das Volumen liefern, das mittels der durchschnittlichen Dichte, die von vielen Faktoren abhängig ist, in eine Masse umgerechnet wird. Die Füllstandsensoren dienen jedoch der Optimierung des Logistikprozesses der Entsorger. Eine Auswertung hat ergeben, dass ca. 80% der Gesamtkosten durch die Entsorgungslogistik determiniert sind.
Die Schüttdichte ist von den Einwürfen der jeweiligen Küche abhängig. Das bedeutet einerseits, dass sich die Lebensmittelabfälle in Küchen, die frisch kochen, anders zusammensetzen als in Küchen, die „nur mehr fertigen". Andererseits hängt die Schüttdichte auch vom Speiseplan ab. Im Sommer werden mehr Salate, im Winter mehr Suppen angeboten, was dazu führt, dass die Schüttdichte im Sommer geringer ist als im Winter. Deshalb wird die Schüttdichte in den verschiedenen Küchentypen regelmäßig gemessen, um belastbare Durchschnittswerte zu erhalten, die für die Umrechnung des gemessenen Füllstands in Masse herangezogen werden können. Generell wird den Massesensoren der Vorzug gegeben, allerdings werden im Pilotprojekt Füllstand- und Massesensoren parallel genützt.
Zusätzlich bietet sich die Möglichkeit, die Akzeptanz der ausgegebenen Verpflegung zu erheben, indem die Verpflegsteilnehmer die Speisenqualität mittels eines Aktors bewerten. Auch dieses Qualitätsfeedback kann übergreifend ausgewertet und dargestellt werden. Kontinuierliche Messungen der Lebensmittelabfälle jeweils nach den Teiltagesportionen Frühstück, Mittag und Abend ermöglichen die Gewinnung detaillierter Erkenntnisse über den Lebensmittelabfall in Zeitreihen. Durch eine zielgruppenorientierte Strukturierung der Erfassung der Lebensmittelabfälle, lange Zeitreihen und tagesaktuelle Auswertungen lassen sich in Kombination mit den Speiseplänen geeignete Steuerungsmaßnahmen initiieren.
Zusammenfassend kann man sagen, dass ausgehend von einer im ÖBH anfallenden Lebensmittelabfallmenge von ca. 1.300 Tonnen im Jahr 2019 zur Erfüllung der Forderungen des Delegierten Beschlusses der EU eine Reduktion um ca. 650 Tonnen im Jahr 2030 erreicht werden muss. Die zuständige Fachabteilung hat diese Verringerung der Lebensmittelabfälle mit einem finanziellen Einsparungsvolumen von bis zu 3,2 Mio. € jährlich für das ÖBH beziffert. Das wirtschaftliche Einsparungspotenzial beträgt bis zu 15% der Gesamtkosten (Fritzenwallner & Schneider 2021).
Wesentlich für die Akzeptanz ist die tagesaktuelle Darstellung der Kennzahlen verschiedener IT-Services in der Auswertungsplattform PowerBI.

1.2 Smart Waste+

Durch die digitale Erfassung des Abfalls und die Verknüpfung mit internen IT-Services für die dynamisch wechselnden Belegungs- und Verpflegungsstärken an den Standorten des ÖBH sowie durch die Verknüpfung mit den Zielen des lokalen Abfallwirtschaftsplanes sollen die Müllvermeidung und die Mülltrennung anhand eines Benchmarkings mit Steuerungskennzahlen für die einzelnen Truppenkörper verbessert werden.
Basierend auf dem VBl. I Nr. 62/2020 „Richtlinien für die Erstellung und Fortschreibung von Abfallwirtschaftskonzepten (AWK) gemäß Abfallwirtschaftsgesetz 2002 i.d.g.F. – RLAWK" in Verbindung mit den „Durchführungsbestimmungen für die Abfallbewirtschaftung im ÖBH (DBBH-AbfWi)" soll das elektronische Abfallwirtschaftskonzept (eAWK) zur Erreichung der Ziele im ÖBH implementiert werden. Die gesetzliche Grundlage bildet das österreichische Abfallrecht – allen

voran das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 i.d.g.F. (Österreichische Bundesregierung 2002). Voraussetzung ist, dass Effizienz- und Effektivitätspotenziale durch Digitalisierung wie die Nutzung des elektronischen Lieferscheins mit Massedaten des einzelnen Sammelbehälters genützt werden.
Machbarkeit, Sicherheit, Wirtschaftlichkeit und Automatisierung im Zusammenwirken zwischen Abfallerzeuger und Abfallentsorger sind essenziell.
Das eAWK als zentrales Instrument zur Abfallbewirtschaftung im ÖBH soll die Steuerung der Reduktion des Restmüllanteils und der Erhöhung des Wertstoffanteils ermöglichen (Siller 2012). Dem gehen die Entfernung von Mistkübeln aus den Büros und die Aufstellung von Müllsammelinseln pro Stockwerk voraus. Die Akzeptanz und die Wirkung der Maßnahmen soll durch zwei Fokusgruppen erhoben werden.
Die genannten Maßnahmen zur Verbesserung der Abfallbewirtschaftung sollen im Erfolgsfall österreichweit umgesetzt werden. Dazu erstellen sämtliche Liegenschaften des ÖBH elektronische Abfallwirtschaftskonzepte, die den gesetzlichen Anforderungen entsprechen. Diese Konzepte werden mit IoT- und ERP-Daten angereichert, um den aktuellen Entwicklungsstand darzustellen. Damit wird sichergestellt, dass Abfälle vermieden, zur Wiederverwendung vorbereitet, recycelt und erst zuletzt entsorgt werden; dass jederzeit ausreichend Kapazitäten für die Abfallbewirtschaftung bereitstehen und zugleich keine unnötigen Kapazitäten vorgehalten werden; dass eine messbare Reduktion des Abfallaufkommens (quantitativ und qualitativ) erzielt wird und dass jährlich Zielvorgaben im eAWK erstellt werden und deren Umsetzung unterjährig evaluiert und gesteuert werden kann.
Zur Erreichung der Ziele sind Maßnahmen hinsichtlich der quantitativen und qualitativen Abfallvermeidung sowie hinsichtlich der Entsorgungswege (bedarfsorientierte Abholung) zu treffen. Dabei werden Entsorger gewählt, die den Weg der Automatisierung und Digitalisierung der Abfallwirtschaft positiv im Betrieb beschreiten können und wollen. Die Abfuhr der Abfälle muss bedarfsgerecht erfolgen. Mittel- bis langfristig wird für sämtlich Abfallströme eine Quote für sonstige Verwertung / Beseitigung von maximal 30% angestrebt werden.

2 TECHNISCHER ANSATZ

Für das Internet der Dinge und für die Kommunikation zwischen realen Objekten wie Maschinen, Geräte, Anlagen etc. sind die Wahl des Netzwerks und die Art der Kommunikation, die verwendet wird, entscheidend.
Das Gesamtsystem zur Erfassung durch Sensoren besteht aus vier Elementen (Ebenen):
Geräte (Sensoren und Aktoren), Gateways (Basisstationen – „Antennen“), der Netzwerk-Server und schließlich die Anwendung bzw. IoT-Plattform.
Ein weiterer Ansatz ist der Austausch von Stamm- und Bewegungsdaten zwischen den ERP-Systemen von Abfallerzeuger und Abfallentsorger.

2.1 Smart Waste

Das Systemkonzept umfasst einerseits eine technische Lösung und andererseits dessen organisatorische Umsetzung durch die beteiligten Stakeholder.
Die technische Lösung wurde im ÖBH als On Premises-System realisiert.
Das Systemkonzept LoRaWAN (Abb. 1) umfasst die Masse- und Füllstanderfassung des Lebensmittelabfalls sowie die Qualitätserfassung der Verpflegung im Speisesaal.

Abb. 1: Systemkonzept Smart Waste (Fritzenwallner 2021)

2.2 Smart Waste+

Abgeleitet vom volatilen Abfallaufkommen sowie von den Zielen des Green Deal und des Kreislaufwirtschaftspakets sollen mit dem IT-Service **elektronisches Abfallwirtschaftskonzept (eAWK)** die Voraussetzungen für eine österreichweite Umsetzung des Abfallvermeidungsprogrammes des ÖBH gemäß der Systemskizze in Abb. 2 geschaffen werden:

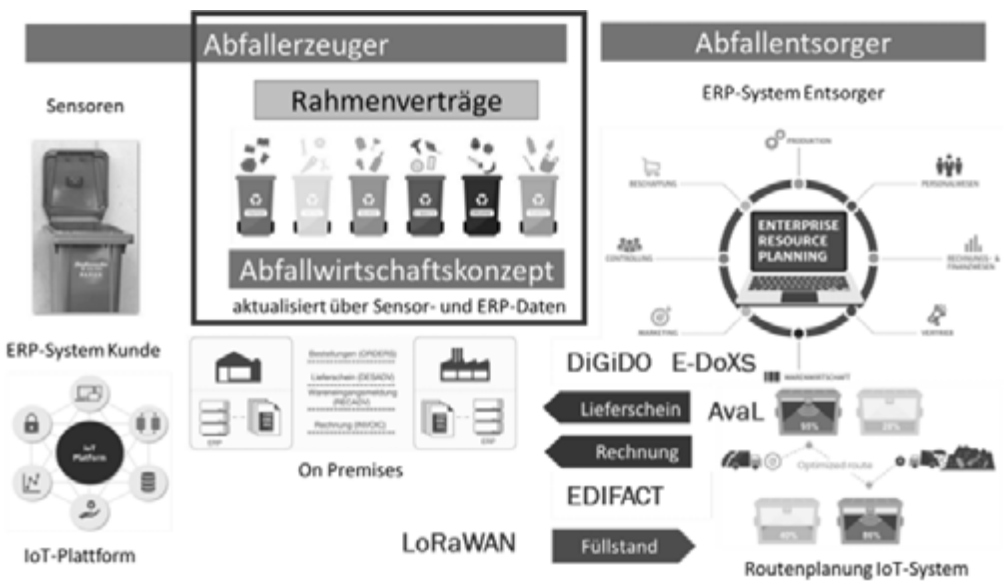


Abb. 2: Systemkonzept eAWK (Fritzenwallner 2022)

2.3 Long Range Wide Area Network

Long Range (LoRa) ist eine Wireless-Technologie zur Kommunikation mit hoher Reichweite und guter Durchdringung für niedrigen Datendurchsatz zwischen Sensoren, Aktoren und anderen Komponenten, die Machine to Machine- (M2M) und Internet of Things- (IoT) Anwendungen ermöglicht.
Die Übertragung erfolgt im lizenzfreien Industrial, Scientific and Medical Band (ISM-Band). Dort können an das Netzwerk angeschlossene Sensoren, Aktoren und Gateways bei niedrigem Strombedarf über große Entfernungen kommunizieren. LoRa nutzt die Spread-Spectrum-Modulationstechnik. Der frequenzmodulierte Chirp-Impuls erhöht die Empfängerempfindlichkeit durch Codierungsverstärkung.
Long Range Wide Area Network (LoRaWAN) als quelloffene Low Power Wide Area Network-(LPWAN) Infrastrukturprotokollspezifikation nutzt die LoRa-Technologie.
LoRaWAN bietet gute Rahmenbedingungen, um das Internet der Dinge (Internet of Things (IoT)) bzw. Industrial Internet of Things (IIoT) umzusetzen. Dieser standardbasierte Ansatz zum Aufbau von LPWAN ermöglicht die Errichtung von öffentlichen und privaten IoT-Netzwerken.
LoRaWAN wurde im Jahr 2014 von Semtech in Zusammenarbeit mit Actility und IBM Research in Zürich entwickelt. Die Spezifikation wird durch die im Jahr 2015 gegründete LoRa Alliance (LoRa Alliance 2022) weiterentwickelt (Srocke & Donner 2018).

3 KOOPERATION, SCHNITTSTELLEN UND STANDARDS

Damit die Informationen zwischen Abfallerzeuger und Abfallentsorger in beiden Richtungen ausgetauscht werden können, müssen Schnittstellen und Austauschformate definiert werden. In Österreich hat die Vereinigung der Österreichischen Entsorgungsbetriebe (VÖEB) im Jahr 2018 eine Definition für den Austausch des elektronischen Begleitscheines von gefährlichen Abfällen entwickelt, die derzeit von DiGiDO und A1 umgesetzt werden, wobei ein Datenaustausch zwischen den beiden Lösungen zukünftig möglich sein soll.

3.1 DiGiDO

Die Firma ARAplus ist die Ansprechpartnerin für das Leistungsangebot der Altstoff Recycling Austria AG (ARA) und bietet mit ihrem Tochterunternehmen DiGiDO eine Softwarelösung für die Entsorgungswirtschaft an, die den Austausch von elektronischen Lieferscheinen mittels eines XML-Formats ermöglichen soll. Das in der Abfallbranche tätige Unternehmen hat den Use Case und den Nutzen des elektronischen Lieferscheines rasch erkannt. Insgesamt sollen bereits 150 Entsorger die Lösung von DiGiDO nützen.

3.2 A1 – eDoXs

Die Abteilung IT-Services bei A1 ist ein klassischer EDI-Provider, der Postfächer, Strecken und Lösungen betreibt. A1 als IT-Dienstleister setzt diese Spezifikation des VOEB 1:1 um. Daher sind Elemente des elektronischen Lieferscheines, wie z.B. die UID eines Sammelbehälters, die Abfallschlüsselnummer oder die preisrelevanten Bestandteile, nicht verfügbar. Da dem Modell des VÖEB ein Streckengeschäft zugrunde liegt, in dem die Daten vom Erzeuger an den Transporteur und von diesem an den Entsorger übergeben werden, bestehen auch noch offene Fragen bezüglich der Global Location Numbers (GLN). Inwieweit die Lösung von A1 bereits in der Praxis genützt wird, konnte nicht geklärt werden.

4 LEBENSMITTELABFALL UNS SONSTIGE FRAKTIONEN

Das Abfallaufkommen Österreichs lag im Jahr 2019 bei rund 71,26 Mio. Tonnen (BMK 2021). In Österreich liegt die Recyclingquote für Siedlungsabfälle gemäß der aktuellen Berechnungsmethode laut Kreislaufwirtschaftspaket bei 52 Prozent und muss bis 2035 auf 65 Prozent gesteigert werden (Opelt 2021). Die getrennte Sammlung von Abfällen und die Trennung von Wertstoffen und Restmüll ergeben sich aus den Vorgaben der Kreislaufwirtschaftsstrategie gemäß dem European Green Deal (Europäische Union 2019). Mit der Abfallrahmenrichtlinie wurden die Recyclingquoten für die Siedlungs- und Verpackungsabfälle in Tab. 1 vorgegeben (Europäische Union 2018).

Tab. 1: Recyclingquoten

Siedlungs- und Verpackungsabfälle	2025	2030	2035
Siedlungsabfälle	55%	60%	65%
Kunststoff	50%	55%	
Eisenmetalle	70%	80%	
Papier und Karton	75%	85%	
Aluminium	50%	60%	
Glas	70%	75%	
Holz	25%	30%	
Verpackung gesamt	65%	70%	75%

5 STEIGERUNG DER WERTSTOFFE UND REDUKTION DES RESTMÜLLS

Durch mehr Wertstoffe und weniger Restmüll sowie durch die Optimierung der Routen zur Entsorgung des Abfalls können ineffiziente Leerfahrten vermieden, CO_2- und Lärmemissionen durch den Entsorger reduziert, die Verwertung der Wertstoffe optimiert und insgesamt die Effizienz und Effektivität der Abfallwirtschaft verbessert werden.

6 NUTZEN UND WIRTSCHAFTLICHKEIT

Da derzeit im Rahmen der Andienpflicht (speziell im Bereich des Siedlungsabfalls) weder die Masse noch der Füllstand erfasst werden und der Abfall durch den Entsorger nicht nach Gewicht, sondern nach Abholzyklus dem Kunden verrechnet wird, gibt es keine Daten, um den erzeugten Abfall den einzelnen Organisationeinheiten zuordnen zu können und dadurch zu steuern. Abfallbehälter werden überwiegend unabhängig vom Füllstand in fest definierten Intervallen entleert. Eine verfrühte Abholung führt zu unnötigen Aufwänden und Emissionen, eine verspätete Abholung zu überfüllten Behältern und Littering-Verhalten (achtloses Wegwerfen von Abfällen in der Umwelt).

Sortenreine Siedlungsabfallströme sind für die nachhaltige Etablierung einer zirkulären Wertschöpfung hilfreich. Die Kenntnis der stofflichen Zusammensetzung von Siedlungsabfallströmen ist eine notwendige Voraussetzung für die Schaffung von ökonomischen und ökologischen Maßnahmen in der Siedlungsabfallwirtschaft. Insbesondere die Bauindustrie und die lebensmittelverarbeitende Industrie, aber auch militärische Organisationen produzieren Abfälle, die für die Abfallbewirtschaftungspraktiken und für die Nachhaltigkeit der Prozesse bedeutsam sind.

Die Weiterentwicklung der konventionellen Abfallbehälter zu intelligenten „Smart Bins“ ist ein Baustein, um die Abhollogistik durch den Einsatz der Sensorik und der Informationstechnologie zur Erkennung von Füllungsgraden in den Behältern effizienter und effektiver zu gestalten. Der Logistikaufwand und die hohe Anzahl an Behältern führen bei starren Abfuhrintervallen zu Ineffizienzen, denen durch die Projekte begegnet werden soll. Abhängig von der Abfallart und den Behältertypen wurden in Studien mittlere Behälterfüllgrade von ca. 60 – 90 %, 60 – 85 %, 65 – 90 % bzw. 55 – 80 % zum Leerungszeitpunkt ermittelt. Die Abholung von wenig befüllten Behältern ist unwirtschaftlich, verbraucht unnötig Energie, kostet Zeit und verursacht vermeidbare CO_2-Emissionen. Durch die bedarfsorientierte Optimierung von Abfuhrintervallen und Anfahrtsrouten können Zeit- und Kostenaufwände reduziert und die Nachhaltigkeit der Abfallentsorgungsprozesse verbessert werden.

Mit dem eAWK werden auch Ziele, wie z.B. die Reduktion des Restmülls um 2% und gleichzeitig die Steigerung der Wertstoffe um 2% pro Jahr, definiert. Wenn man den abgeholten Restmüll und die abgeholten Wertstoffe über Füllstandsensoren und Gewichtssensoren dem einzelnen identifizierten Abfallsammelbehälter über den elektronischen Lieferschein zuordnet, kann man Steuerungsmaßnahmen über den SOLL-IST Vergleich auf der Ebene der Organisation setzen. Im eAWK bzw. in der Auswerteplattform PowerBI werden das Gewicht und der Füllstand der abgeholten Sammelbehälter und der Füllstand der Müllkübel und Müllinseln dargestellt. Abgeleitet von den Erkenntnissen sollen zukunftsorientierte Verrechnungsmodelle entwickelt werden, die Kunden und Entsorger motivieren, eine laufende automatisierte Füllstanderfassung zur Erreichung der Nachhaltigkeitsziele durchzuführen.

7 KREISLAUFWIRTSCHAFT

Die primäre Absicht des Projekts Smart Waste+ ist es, die Ziele des Green Deal und der Kreislaufwirtschaftsstrategie zu erreichen. Konkret bedeutet das, dass durch Abfallvermeidung und bessere Abfalltrennung der Anteil des Restmülls reduziert und der Anteil an Wertstoffen im Abfall (Papier, Kunststoff, Metall) und damit die Recyclingquote erhöht werden.

8 ZUKUNFTSPERSPEKTIVE

Da sowohl Abfallerzeuger als auch Abfallentsorger IT-Systeme, wie z.B. Enterprise Resource Planning (ERP) oder Internet of Things (IoT), betreiben, können die Prozesse nun durch ein interoperables eAWK optimiert werden und die Steuerung des gesamten Abfallprozesses wird zukünftig einfacher. Insbesondere die interoperable Lösung im eAWK ermöglicht eine wirtschaftlich bessere Umsetzung als die bisherigen proprietären Insellösungen. Durch diese Projekte eröffnen sich zuerst dem ÖBH Möglichkeiten, die Abfallwirtschaft auch im Wandel zur Kreislaufwirtschaftsstrategie fortzusetzen. Nach dem positiven Abschluss der Projekte können weitere Abnehmer des eAWK ihre Maßnahmen zur Abfallvermeidung digital und automatisiert setzen. Zukunftsweisende Ansätze in den prioritären Bereichen Restmüll, Kunststoffe und Re-Use erfordern eine Anpassung der Rahmenbedingungen, eine verbesserte Vernetzung aller Stakeholder entlang der Prozessketten sowie einen verstärkten Fokus auf die Vorbereitung zur Wiederverwendung und des Recyclings. Diese Elemente und Maßnahmen für mehr Kreislaufwirtschaft werden im ÖBH in den regionalen Aktionsplänen dauerhaft verankert und im Anschluss der Öffentlichkeit zur Verfügung stehen.

9 ZUSAMMENFASSUNG

Ziel des Abfallvermeidungsprogrammes des ÖBH mit den beiden Projekten Smart Waste und Smart Waste+ ist eine rechtskonforme Flexibilisierung der Abfalllogistik zur Steuerung des Abfallaufkommens im ÖBH gemäß der „Umwelt- und Klimastrategie des ÖBH“, um als Bundesinstitution zur Erreichung der abfallwirtschaftlichen EU-Vorgaben im Rahmen der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie vorreitend und bildend beizutragen.

LITERATUR

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2021) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021*.

Europäische Union (2018). Richtlinie (EU) 2018/852 des europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle.

Europäische Union (2019) *European Green Deal*. https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_de

Fritzenwallner (2022) Elektronisches Abfallwirtschaftskonzept (unveröffentlicht)

Fritzenwallner (2021) Systemkonzept Smart Waste (unveröffentlicht)

Fritzenwallner, R., Schneider, F. (2021) *Reduktion des Lebensmittelabfalls. Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit durch die Digitalisierung und das Internet der Dinge.* In: Tagungsband „Smart Waste“. Bundesministerium für Landesverteidigung.

LoRa Alliance (2022) *LoRa-Alliance*. Von https://lora-alliance.org/ zuletzt überprüft: 7. Juni 2022.
Opelt, A. (2021) *Digitalisierung in der Abfallwirtschaft*. Öko+ Fachmagazin für Ökonomie + Ökologie 1/2021, S. 44–45.
Österreichische Bundesregierung (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (AWG).*
Siller, G. (2012) *Durchführungsbestimmungen für die Abfallbewirtschaftung im Österreichischen Bundesheer - Ausgabe 2 (DBBH-AbfWi/2).* BMLV.
Srocke, D., Donner, A. (2018) *Was ist LoRaWan.* https://www.ip-insider.de/was-ist-lorawan-a-680908

Process Digitization in Waste Management – An Operational Way of Breaking the Cycle

T. Kraffczyk[1]
[1)] Meinhardt Städtereinigung GmbH & Co. KG, Board Member, Hofheim-Wallau, Germany

ABSTRACT: As heterogeneous materials, most waste streams are widely complex in composition, volume and source of generation. Adding processes as waste handling and treatment, the overall waste management cycle gets even more diverse. The Age of Digitization accelerates the need to merge material streams, techniques and operations in order to create process transparency, increase quality in products and optimize response time in processing. Within its complexity, digitization of waste management relies on three mayor factors: first budget, second target-oriented understanding of its value and third personnel who is professionally capable to implement it. Unfortunately, it is often within a company, that only one or two of these factors do coexist. Moreover, in times where the largest innovation in Recycling 4.0 gets limited to the digitization of billing (accounting), digitization lies way below its potential. Big-Data, IoT, QR-codes and computing capacities are nowadays often named in connection with the recycling industry, but only naming them does not fulfil their purpose. This article and its presentation give an insight into the operational use of digitization in materials stream processing. It overviews challenges in transformation, provides existing examples of technical implementations and shows perspectives of a sustainable digitization process within the circular economy.

1 INTRODUCTION

Recycling 4.0 (circular and smart) is not a myth, but structurally as well as operationally still far away from its name-giving politico-economic movement Industry 4.0. Furthermore, there exist different operational approaches under this synonym and it is yet hard to discover which will lead our waste management into a “real” circular economy.

2 DIGITAL WASTE MANAGEMENT

Previous studies and business surveys (Lacher 2017) have shown that digitization - as the key component of our modern information- and communication technologies – has yet only played a major role in electronic billing, paperless order execution, within the use of service portals, live tracking of waste disposal or service vehicles and digital container management.
Digital waste management nowadays primarily focusses on material flow management of waste, where waste management is supposed to turn into a resource management. There exists a strong budgeting in the digitization of waste collection (schemes) and disposal. Web or app-based logistics, transportation and trading platforms, optimised container management and waste stream statistics, fill level indications of containers and bins (disposal on demand) help to create a waste or better resource network with the major target of reducing CO_2-emissions by operational efficiencies; frankly following the political explanation of this global development.
The evaluation of waste composition at the place of waste generation (smart waste in combination with cyber-physical-sensors), the digital registration of waste volume or quantity in real time combined with a direct billing process (smart contracts), the re-use of a product before it turns into waste and therefore becomes a product in the recycling process by using smart tags on components or RFID-chips (Faber 2018), can probably altogether create a smarter grid of a waste stream. The question though occurs: “How efficient and affordable would that be from an operational point of view?”

3 DIGITAL RECYCLING OPERATIONS

Recycling is a business and the circular economy relies on operations. Recycling has to be profitable on an ecological, economical as well as social scale. Profitability usually thrives innovation, but not necessarily in the digitized word of recycling. Some operational processes just do not have to be overengineered. For example, process digitization in waste stream management can simply be a successful link between machine data and merchandise planning in operations (ERP-system). Defining common KPI, setting production standards (online analysis of in- and output fractions, equivalent billing processes, precise waste stream weighing) in order to increase efficiencies and comparability of treatment processes (quantity and quality of products) will lead to a more transparent and profitable operation. (Big-)Data collected directly at the recycling plant can have more influence on understanding a waste stream than following the route of disposal.
Smart recycling factories can be established with simple structural approaches. A schematic representation of operations (KPI dashboards, IoT for predictive maintenance or digital environmental management systems) as well as an improved in-house communication (telemetry and GPS-tracking of operational units, fill level indication of containers and bins, FMEA risk management) are established tools in production planning and are affordable today (Kraffczyk 2020).
Especially with the rapid change of waste stream compositions (complexity of content as in material compounds and composites, higher use of recyclates in products, regulated content via ecodesign, rise of electrification and increase of plastic production) it does make sense to create and collect feasible data directly at the recycling plant and furthermore use the analytics to recalculate business cases and/or redirect mid- to long-term business plans.
The current global market perspectives of 2022 might blow investments in digitization and can lead to low planning horizons. Import and export restrictions for waste streams (for example the Green Fence Policy of China or the commodity independence, which leads to local recycling) are amongst others still effecting investments. Rising costs for transportation, personnel and energy on the other hand demand analytical tools with a rather granular scope and connection to operative data. Process data that can be accessed not only within a corporate network, but will be shared actively in between participants of a circular economy, will drive closed loop attempts.
Where environmental legislations demand environmental improvement by environmental protection (stricter emission levels, wider range of environmental aspects or issues, rising expenses in eco-protection and approval procedures, obligation to use alternative fuels etc.) investments for process digitization can easily become secondary, whereas the more machine or emission data needs to be monitored, the easier a profound data analysis comes in handy.

4 CONCLUSION

Apparently, everything in this industry gets smarter. Unfortunately, smart does not always indicate more feasible. The digital transformation is no holistic development in the waste recycling business. Depending on company size and corporate structure, it can lag budget, time, expertise and/or relevance. Sharing company data also comes along a huge (European) list of questions concerning data privacy protection and liability. In order to be successful at wide range process digitization in waste management and have a positive influence on the digital transformation of the industry, market companions should consider a certain amount of data collection on the production and operational level and share accordingly along their interests.

REFERENCES

Faber, T. (2018) Industrie 4.0 für die Abfallwirtschaft [Industry 4.0 for Waste Managment]. Berling, Germany: Vivis.

Kraffczyk, T. (2020) Systemkonzeptionierung von Großschredderanlagen unter dem Einfluss umweltschutzrechtlicher Änderungen [System design of large shredder plants under the influence of environmental protection law changes]. Clausthal-Zellerfeld, Germany: Papierflieger.

Lacher, J. (2017) Die Digitalisierung der Abfallwirtschaft – Umfrage deckt Unsicherheit bei Entsorgern auf [The Digitalization of Waste Management – Survey reveals uncertainty among disposal companies]. Bonn, Germany: BVSE.

Sortieranlage der Zukunft – Perspektive eines Anlagenbauers

B. Küppers[1], A. Ludes[1], C. Nordmann[1], J.C. Hernandez Parrodi[1] & E. Pfund[1]
[1)] Stadler Anlagenbau GmbH, F&E/Sales, Altshausen / Bottrop, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Recycling von Kunststoffen, insbesondere Verpackungen, nimmt eine zentrale Rolle in der Kreislaufwirtschaft als Teil der nachhaltigen Entwicklung ein. Die Sortierung von Verpackungsmaterialien stellt, aufgrund der Heterogenität und schwankenden Eigenschaften dieses Abfalls, neben der Sammlung und dem eigentlichen Recycling eine (technische) Herausforderung dar. Um mit solchen Schwankungen umzugehen, ist eine adaptive Anlagenführung ebenso relevant wie die vorausschauende Planung und Konzeptionierung von Sortieranlagen. Die sensorische Überwachung von Maschinen und Prozessen in Sortieranlagen ermöglicht eine flexible Anlagensteuerung (in Echtzeit), angepasst an die wechselnden Abfalleigenschaften. Erste Ergebnisse zeigen auf, dass ein adaptiver Anlagenbetrieb stabiler hohes Wertstoffausbringen und/oder Produktreinheiten ermöglicht. Hierzu müssen jedoch sowohl geeignete Stellschrauben zur Manipulation von Maschinen/Prozessketten ausgemacht, wie auch belastbare Daten zur Bewertung der Prozessperformance zugänglich gemacht werden. Gegebenenfalls ist eine automatisierte Regelung der Anlage nicht angeraten, aber die händische Steuerung durch das Betriebspersonal kann in Form von automatisiert generierten Handlungsempfehlungen oder Bewertungsdiagrammen ermöglicht und optimiert werden. Letztlich liegt der Wert der Digitalisierung von Sortieranlagen nicht in der bloßen Aufzeichnung von Maschinen- und Prozessdaten, sondern in der Nutzung dieser Daten, zur Prozesssteuerung/-optimierung, Qualitätskontrolle oder Inputüberwachung, um Rückschlüsse auf Sammel- und Wegwerfverhalten zuzulassen.

1 EINLEITUNG

Das deutsche Verpackungsgesetz sowie die EU-weite Richtlinie 2018/851 legen fest, dass bis 2025 55 Ma.-% der Verpackungsmaterialien sowie Siedlungsabfällen recycelt werden muss (Europäische Union 2008, Bundesministerium der Justiz 2017). Dieses Ziel wird in Anbetracht des Fortschritts der letzten 15 Jahre für viele Mitgliedstaaten nicht erreichbar sein (Europäische Union 2008). Auch in Deutschland werden die vorgegeben Quoten aktuell nicht erfüllt (Umweltbundesamt 2022).
Zur Erfüllung der EU-Recyclingquoten wird in Zukunft eine bessere (dynamische) Sortierung benötigt. Diese kann durch einen erhöhten Durchsatz sowie bessere Ausbringen und Reinheiten der Produkte gekennzeichnet sein. Für eine bessere Sortierung hilft eine Nachverfolgbarkeit des Inputmaterials und der Produkte, zum Beispiel um die Anlage auf herkunftsspezifische Inputzusammensetzungen einstellen zu können. Des Weiteren trägt eine Erhöhung der Verfügbarkeit sowie eine Verringerung des Wartungsaufwands zur besseren Sortier- und somit Anlagenperformance bei.
Für Anlagenbauer stellt sich die Frage, welche Potentiale genutzt werden können, um Sortieranlagen zu verbessern und wie sich eine mögliche Umsetzung darstellt.
Die Sortierung von Abfällen als erster Schritt nach der Abfallerfassung trägt maßgeblich zum Erreichen der Recyclingquote bei. Während der Sortierung werden Vorkonzentrate unterschiedlicher Produktgruppen generiert. Diese werden durch anschließende Aufbereitungsschritte zu sekundären Rohstoffen weiterverarbeitet. Die Sortierung von Abfällen kann grundsätzlich in zwei Bereiche eingeteilt werden (Küppers et al. 2022):

1. Vorkonditionierung
2. Sortierung

In der Vorkonditionierung wird der Stoffstrom für eine möglichst effiziente nachfolgende Sortierung vorbereitet, indem z. B. Agglomerate aufgeschlossen, spezifische Körnungsbänder erzeugt und Wertstoffe selektiv in Stoffströmen angereichert werden. Aus diesem Grund muss die Vorkonditionierung hinsichtlich der nachfolgenden Sortierung ausgelegt sein. Entsprechende Optimierungen in der Vorkonditionierung wirken sich meist auf sämtliche nachfolgende Sortierstufen

aus. Dementsprechend ist das Potenzial einer Anlage nicht nur von der Einstellung der (sensorgestützten) Sortierung abhängig, sondern wird insbesondere durch die Vorkonditionierung bestimmt (Küppers et al. 2022).
Neben den genannten verfahrenstechnischen Punkten zur Erhöhung der Anlagenperformance ist langfristig auch ein energieeffizienter und somit kostengünstiger Betrieb der Gesamtanlage von Bedeutung. Unter diesem Gesichtspunkt ist das Ziel Energie- und Platzverbrauch, sowie den Einsatz von Ressourcen so gering wie möglich zu halten, ohne die Anlagenperformance (bewertet anhand von Ausbringen, Produktreinheiten und Durchsatz) einzuschränken.

2 DIGITALISIERUNG IN SORTIERANLAGEN – POTENZIALE & HERAUSFORDERUNGEN

Die größte Herausforderung bei dem Design von Sortieranlagen für Abfälle liegt in der heterogenen, oftmals schwankenden, Inputzusammensetzung. Jahreszeitliche, wetterabhängige und sammelgebietsspezifische Schwankungen führen dazu, dass je nach Inputmaterial unterschiedliche Prozessschritte den limitierenden Faktor für die Behandlung des Abfalls darstellen. Aufgrund ihrer Heterogenität bezüglich Materialzusammensetzung, Kornform, Korngrößenzusammensetzung, Schüttdichte, Wassergehalte, Verschmutzungen, Agglomeration usw. sind Materialhandling und -transport ebenso erschwert wie die Vorhersagbarkeit des Materialverhaltens in einzelnen Prozessschritten.
Maschinen- und Prozessüberwachung bieten die Möglichkeit Daten zu sammeln, auf deren Basis die Anlagenperformance erhöht werden kann. Durch gezielte Änderungen von Stellgrößen (in Echtzeit), können Energieverbräuche reduziert oder auch Ausbringen, Reinheiten und Verfügbarkeiten erhöht werden (Kroell et al. 2022a).

2.1 Maschinenüberwachung

Die Maschinenüberwachung zielt darauf ab Daten zu sammeln, die es ermöglichen den Energieverbrauch und Verschleiß von Bauteilen zu reduzieren, während die Verfügbarkeit von Maschinen(-komponenten) erhöht werden soll. Dies macht jedoch lediglich Sinn, wenn die ausgewerteten Daten in Bezug zur Performance der gesamten Anlage (und nicht nur der jeweiligen Maschine) gesetzt werden.
So könnte beispielsweise die Stromaufnahme eines Shredders/Sackaufreißers überwacht und reduziert werden, indem die Öffnungsweite des Austragsrostes vergrößert wird, allerdings muss die erfolgreiche Freilegung von Agglomeraten weiterhin gegeben sein, um eine Trennung der Materialien in nachfolgenden Prozessschritten zu gewährleisten. Ebenso ist zu beachten, dass die Anlagenverfügbarkeit durch eine unzureichende Zerkleinerung reduziert werden kann, da hierdurch verstopfte Förderwege/Aggregate hervorgerufen werden und zu vermehrten Stillständen führen können. Auf diese Weise könnte also auch die Verfügbarkeit des eigentlichen Aggregats erhöht und der Verbrauch von Betriebsmitteln und/oder Verschleißteilen reduziert werden.
Die Verfügbarkeit wird oftmals als ein maßgebliches Kriterium zur Bewertung einer Anlage verwendet. Es ist zu beachten, dass auch diese Kennzahl ohne Zusammenhang nicht sinnvoll zur Anlagenbewertung genutzt werden kann. So sollte sie ins Verhältnis zu Durchsatz, Ausbringen und Produktreinheit gesetzt sein.
Ein weiterer relevanter Faktor ist der Druckluftverbrauch einer Sortieranlage. Insbesondere optische Sortierer spielen hier eine zentrale Rolle. Abhängig von Ventilöffnungszeiten und eingestelltem Druck können signifikante Unterschiede im Druckluftverbrauch festgestellt werden. Eine Reduzierung beider Parameter ist zwar möglich, sollte aber immer hinsichtlich des Effekts auf den Austrag der Ejectfraktion gesehen werden.
Die Maschinenüberwachung bietet also vor allem dann großes Potenzial, wenn spezifische Daten von verschiedenen Anlagenkomponenten aufgezeichnet, verarbeitet und miteinander verbunden werden können. Hierfür ist es nötig eine Plattform zu nutzen, die ebendies ermöglicht, wobei auch die Verbindung der Maschinenüberwachung mit der Prozessüberwachung notwendig sein kann, um beispielsweise die Anlagenverfügbarkeit zu erhöhen (Stadler Anlagenbau GmbH 2021).

2.2 Prozessüberwachung

In der Prozessüberwachung liegt der Fokus auf dem Monitoring des Materialstroms und nicht der Maschinen. Hier besteht die Herausforderung darin, dass Prozessschritte/-ketten oftmals unbekannte Teilsysteme („Black Boxes“) der gesamten Sortieranlage darstellen. Bislang wurden meist die Endprodukte von Sortieranlagen, selten ebendiese Teilsysteme durch Sortierkampagnen stichpunktartig untersucht. Somit ist ein Verständnis für Wechselwirkungen zwischen Maschinen hinsichtlich ihrer Parametrierung, insbesondere wenn diese lediglich temporär bestehen, nur schwer zu entwickeln.
Durch die zeitaufgelöste Überwachung von Prozessschritten und die gezielte Datenaufnahme werden diese Black Boxes quantifizier- und bewertbar (Schlögl et al., 2022). In der Vorkonditionierung können die folgenden Stoffstromeigenschaften maßgeblich gesteuert werden und sind somit für die (sensorische) Überwachung von vorrangigem Interesse:

- Volumen-/Flächenstrom
- Stoffstromzusammensetzung (Materialklassen, Leicht-/Schwergutanteil)
- Gleichmäßigkeit des Stoffstroms (Curtis et al., 2021)
- Korngrößenverhältnis

Im Unterschied zur Maschinenüberwachung werden bei der Prozessüberwachung der Durchsatz, die Stoffstromeigenschaften und das Materialverhalten bei der Sortierung betrachtet. Dadurch kann die Performance von (Teil-)Prozessen bewertet werden.
Für die Optimierung der Vorkonditionierung sind meist volumenspezifische Daten von Bedeutung, da die hier verbauten Aggregate gemäß ihrer volumetrischen Auslastung ausgelegt werden. Flächenströme hingegen sind dann von Bedeutung, wenn optische Sortierer möglichst ideal beschickt werden sollen. Das ist darauf zurückzuführen, dass Nahinfrarot- und Farbsensoren den Stoffstrom flächenbasiert analysieren und basierend hierauf Sortierentscheidungen treffen.
Die Zusammensetzung (material-, korngrößen-, kornformspezifische, usw.) eines Stoffstroms hat maßgeblichen Einfluss auf die Performance der Aufbereitungs- und Sortieraggregate (Ausbringen bzw. Reinheit) (Kroell et al., 2022b).
Der Gleichmäßigkeit eines Stoffstroms kommt eine besondere Bedeutung zu. Diese kann sowohl volumen-, flächen-, wie auch zusammensetzungsbezogen sein. Existieren Schwankungen hinsichtlich einem oder mehrerer dieser Parameter, so sind Veränderungen der Sortierperformance zu erwarten. Schwankungen können entstehen, wenn eine Anlage beispielsweise ungleichmäßig oder mit unterschiedlich zusammengesetzten Inputs beschickt wird, da diese Schwankungen variierende Auslastungen verschiedener Prozessketten nach sich ziehen.
Basierend auf Daten aus der Prozessüberwachung ist es möglich entsprechende Stellgrößen, bspw. den variablen Trennschnitt einer Siebstufe, anzusteuern. Dabei werden auch materialspezifische Korngrößenverteilungen genutzt, um eine Anreicherung von Fraktionen in einzelnen Stoffströmen hervorzurufen. Der Effekt dieses Ansatzes ist in Abbildung 1 dargestellt.

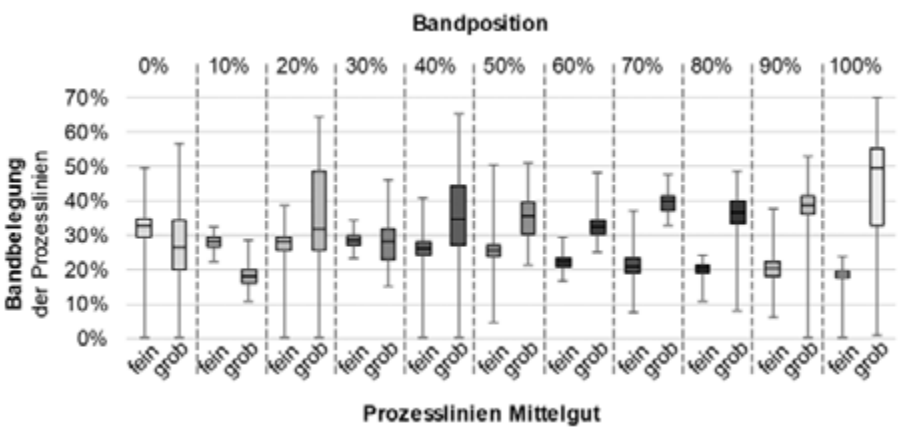


Abb. 1: Einfluss der Trennschnittverstellung in einem Trommelsieb auf die Bandbelegung in den nachfolgenden Prozessketten Mittelgut-Fein und Mittelgut-Grob (Küppers et al. 2022)

Das aufgeführte Beispiel zeigt, wie sich die Trennschnittänderung durch die Neupositionierung des Verfahrbands auf die Bandbelegung der beiden nachfolgenden Prozessketten auswirkt. Dieses Vorgehen wurde in einer LVP-Sortieranlage im industriellen Maßstab erprobt. Die gleichmäßigere Beschickung der nachfolgenden Prozessketten führte zu einer signifikanten Ausbringens-Erhöhung in den Fraktionen NE, Fe, PE, PET, PP und GVK (Küppers et al. 2022).

2.3 Messtechnik

Insbesondere für die Datenaufnahme in der Prozessüberwachung existieren bislang wenige Sensoren, die im industriellen Maßstab zur Stoffstromüberwachung eingesetzt werden. Zwar ist es möglich Sensoren, die bereits für die Sortierung benutzt werden, Informationen zu entnehmen, aber diese sind nicht in jedem Fall belastbar, da die Datenverarbeitung auf die Sortierung und nicht auf die Überwachung abgestimmt ist.
Somit stellen externe Sensoren, die explizit für die Überwachung verbaut werden, aktuell die beste Alternative zur belastbaren Stoffstromcharakterisierung dar. Zum Monitoring verschiedener Parameter werden unterschiedliche Messtechniken gebraucht. Wird der Durchsatz des Stoffstroms quantifiziert, kann die Messung massen- (Bandwaagen), volumen- (LIDAR oder Lasertriangulation) oder flächenspezifisch (Flächenkameras) sein. Zwischen den genannten Messgrößen bestehen Korrelationen, die aufgrund systematischer An- und Abreicherungen verschiedener Materialarten in den Prozessketten einer Sortieranlage nicht gleichbleibend sind. Sind verlässliche Daten und entsprechendes Wissen zum Materialstrom bekannt können die genannten Technologien zur Stoffstromüberwachung genutzt werden. Dies wird durch verschiedenste Einflussfaktoren, die sowohl die Anlagensicherheit, wie auch die Funktionalität der Sensoren betreffen, beeinflusst (Kleinhans et al., 2022)
In Bezug auf die Zusammensetzungsanalyse können verschiedene Technologien genutzt werden. Nahinfrarot-basierte Sensoren bieten sich an, da sie bereits erfolgreich für die sensorgestützte Sortierung eingesetzt werden und somit nachweislich für die Differenzierung der unterschiedlichen Stoffarten in einer Sortieranlage geeignet sind. Da eine einzelne Analysebrücke jedoch vergleichsweise teuer ist (>100.000 €), erscheint eine anlagenübergreifende Überwachung der Stoffströme durch mehrere solcher Analysebrücken unwahrscheinlich. Die Verwendung der in optischen Sortierern verbauten Sensoren zur Stoffstromüberwachung ist prinzipiell möglich. Die Herausforderung liegt hier in der primären Aufgabenstellung solcher Aggregate: der Sortierung. Somit sind oft die erzeugten Statistiken durch Gewichtungen o. ä. der verschiedenen Materialklassen für die Sortieraufgabe optimiert und die resultierenden Statistiken verzerrt.
Eine Alternative sollen günstigere Systeme (z. B. mit Farbkameras) bieten in denen die Stoffströme mittels künstlicher Intelligenz analysiert werden. Erste Ansätze sind hier vor allem dann vielversprechend, wenn es um die quantitative Analyse von Produktströmen oder die Erkennung bestimmter Störstoffe (z. B. Silikonkartuschen im HDPE-Produkt) geht. Die Überwachung gemischter Stoffströme in vorgelagerten Prozessketten mit solchen KI-Systemen ist bislang nicht industriereif. Hier erschwert neben der erhöhten Heterogenität dieser Materialströme auch die hohe Bandbelegung die Verlässlichkeit der generierten Daten.

2.4 Nutzung von Daten zur Anlagenoptimierung

Lediglich die Sammlung der Maschinen- und Prozessdaten reicht nicht aus, um eine Sortieranlage zu optimieren. Nur wenn solche Informationen systematisch ausgewertet werden, können diese genutzt werden, um einen Mehrwert im Anlagenbetrieb zu erreichen.
Daten aus der Maschinenüberwachung bieten vorrangig die Möglichkeit den Verbrauch von Verschleißteilen sowie Stillstandszeiten, beispielsweise durch präventive Wartung, zu reduzieren. Darüber hinaus können Daten aus der Maschinen- und Prozessüberwachung genutzt werden, um Maschinenparameter mit hohem Einfluss auf die Anlagenperformance zu identifizieren.
Die Prozessüberwachung ermöglicht Rückschlüsse auf die Performance von Einzelaggregaten, Prozessketten, der gesamten Anlage und der vorgelagerten Sammlung. So erlauben es Informationen zur Inputzusammensetzung dem Anlagenbetreiber systematische Unterschiede in der Abfallzusammensetzung aus verschiedenen Sammelsystemen/-gebieten zu erkennen. Die Bepreisung von Abfällen, bzw. deren Behandlung, könnte basierend auf solchen Informationen vorgenommen werden.

Informationen zur Zusammensetzung von Produkten könnten hingegen genutzt werden, um beispielsweise gesonderte Preise für besonders hochwertige Fraktionen aufrufen zu können. Ebenso bieten sie die Möglichkeit den Gesamtprozess zu bewerten und ggf. Leistungseinbrüche zu erkennen. Durch die Überwachung von Durchsatz und Zusammensetzung der Stoffströme zwischen Einzelaggregaten können An-/Abreicherungen spezifischer Stoffarten im Prozess nachgewiesen und quantifiziert werden. Dies ermöglicht nicht nur eine Bewertung der betreffenden Aggregate, sondern auch die Erkennung von Leistungsabfällen, beispielsweise durch den Ausfall von Düsenblöcken eines optischen Sortierers oder durch Verstopfungen der Rohrleitungen eines Windsichters.
Basierend auf dieser Prozessbewertung können beispielsweise Kennzahlen zur Anlagenbewertung oder eine Prozessadaptierung vorgenommen werden. Letztere kann in Form einer automatisierten Regelung durchgeführt, oder auch durch das Bedienpersonal manuell erfolgen. Um diese Steuerung zu ermöglichen ist es unerlässlich die komplexe Datenflut vereinfacht und prägnant darzustellen. Das kann in Form von simplen Kennzahlen oder Diagrammen ermöglicht werden. Zur Performanceüberwachung einzelner Aggregate können Echtzeit-Diagramme genutzt werden. Ein Beispiel hierfür kann die Steuerung eines Ballistikseparators sein. Je nach Anlagenfahrweise können ein niedriger Störstoffanteil im 2D- oder 3D-Strom im Fokus stehen. Somit könnte das in Abb. 2 dargestellte Diagramm genutzt werden, um die Zusammensetzung beider Stoffströme in Echtzeit zu visualisieren.

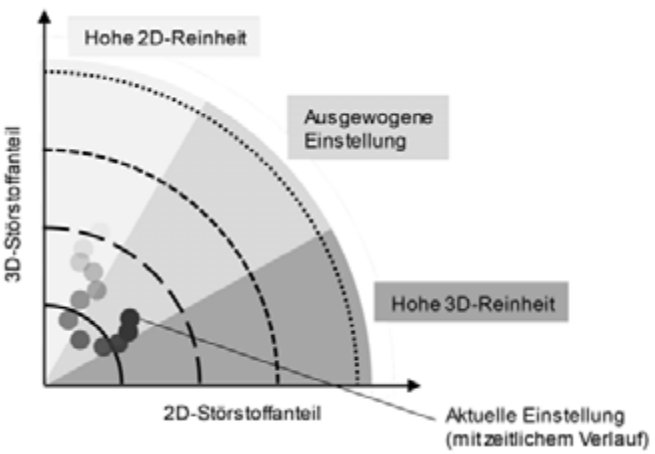


Abb. 1: Diagramm als Bewertungsmöglichkeit eines Ballistikseparators - Anteil Störstoff in Zielfraktionen

Mithilfe dieser Einordnung der aktuellen Maschinenperformance kann durch das Betriebspersonal eine angepasste Stoffstromführung mit Fokus auf einen niedrigen Störstoffgehalt im Leicht- oder Schwergut vorgenommen werden. Bedingung hierfür ist, dass das Betriebspersonal entsprechend geschult ist und das notwendige Verständnis für die Prozesse in der Sortieranlage aufweist.

3 FAZIT

Die Einhaltung der EU-Auflagen hinsichtlich Recyclingquoten ist für den Schutz der Umwelt und für eine nachhaltige Ressourcennutzung von hoher Relevanz. Die Abfallsortierung trägt damit nicht nur zur Einhaltung von Quoten, sondern auch zum Umweltschutz bei.
Ein wesentlicher Bestandteil des Recyclings ist die Aufbereitung und Sortierung der Abfälle. Durch eine optimierte Sortierung von Abfällen können Wertstoffausbringen und Produktreinheiten erhöht werden. Dies führt zu effizienteren sowie hochwertigeren Recyclingprozessen und wirkt sich dadurch ganzheitlich positiv auf Recylingquoten aus.
Eine bessere Sortierung kann maßgeblich durch den Einsatz performanter Sortieranlagen und Aggregate erreicht werden. Hierzu sind eine zielgerichtete Vorkonditionierung ebenso relevant wie eine gleichmäßige Materialverteilung auf die bestehenden Prozessketten.

Sensorik kann genutzt werden, um Maschinen- und Prozessdaten aufzuzeichnen. Hierdurch werden präventive Wartungsmaßnahmen ebenso ermöglicht wie eine Reduzierung von Druckluft- oder Stromverbräuchen. Dabei ist es zwingend notwendig den ganzheitlichen Sortierprozess bei der Überwachung einzelner Maschinen oder Prozessketten zu berücksichtigen.

Erst durch die Nutzung der ermittelten Daten kann ein Mehrwert auf verschiedene Weise generiert werden:

- Die Qualitätskontrolle von Produkten kann deren Verkauf zu erhöhten Preisen ermöglichen.
- Eine Inputüberwachung hingegen erlaubt es Lohnsortierung von Abfällen preislich an die Abfallzusammensetzung zu binden und so unzureichendes Trennverhalten von Verbrauchern zu bepreisen.
- Durch die Prozessüberwachung wird die adaptive Anlagensteuerung ermöglicht. Der positive Effekt dieses Vorgehens wurde am Beispiel der variablen Trennschnittsteuerung nachgewiesen.

Grundvoraussetzung für eine flexible Anlagensteuerung ist die kontinuierliche Datenaufnahme und -verarbeitung der notwendigen Messgrößen sowie die Eignung von Stellgrößen zur erfolgreichen

LITERATUR

Bundesministerium der Justiz (2017) Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die hochwertige Verwertung von Verpackungen (Verpackungsgesetz - VerpackG). https://www.gesetze-im-internet.de/verpackg/BJNR223410017.html

Curtis, A., Küppers, B., Möllnitz, S., Khodier, K., & Sarc, R. (2021) Real time material flow monitoring in mechanical waste processing and the relevance of fluctuations. Waste management, S. 687-697. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.10.037

Europäische Union (2008) Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien. Abfallrahmenrichtlinie: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/2018-07-05

Kleinhans, K., Küppers, B., Hernandez Parrodi, J.C., Ragaert, K., Dewulf, J. & De Meester, S. (2022) Challenges faced during a near-infrared-based material flow characterization study of commercial and industrial waste. SBSC 2022 9th Sensor-Based Sorting&Control. Aachen. DOI: 10.2370/9783844085457

Kroell, N., Chen, X., Greiff, K., Feil, A. (2022a) Optical sensors and machine learning algorithms in sensor-based material flow characterization for mechanical recycling processes: A systematic literature review. Waste management (New York, N.Y.) Volume 149, S. 259–290. DOI: 10.1016/j.wasman.2022.05.015

Kroell, N., Dietl,T., Maghmoumi, A., Chen, X., Küppers, B., Feil, A. & Greiff, K. (2022b) Assessment of sensor-based sorting performance of light weight packaging waste through sensor-based material flow monitoring: Concept and preliminary results. SBSC 2022 9th Sensor-Based Sorting&Control. Aachen. DOI: 10.2370/9783844085457

Küppers, B., Schlögl, S., Kroell, N. & Radkohl, V. (2022) Relevance and challenges of plant control in the pre-processing stage for enhanced sorting performance. SBSC 2022 9th Sensor-Based Sorting&Control. Aachen. DOI: 10.2370/9783844085457

Schlögl, S. & Küppers, B. (2022) Quantifying the Delabelling Performance using Sensor-based Material Flow Monitoring. SBSC 2022 9th Sensor-Based Sorting&Control. Aachen. DOI: 10.2370/9783844085457

Stadler Anlagenbau GmbH (2021) STADLER Servicedaten-Cloud-Plattform steigert die Anlagenleistung und erhöht die Verfügbarkeit. https://w-stadler.de/unternehmen/default-title/detail/stadler-servicedaten-cloud-plattform-steigert-die-anlagenleistung-und-erhoeht-die-verfuegbarkeit

Umweltbundesamt (2022) Verpackungsabfälle. https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/verpackungsabfaelle#verpackungen-uberall

OBOMa - eine Software zur Betriebsoptimierung von Müllverbrennungsanlagen

J. Fellner[1], S. Dworak[1] & T. Schwarzböck [2]
[1)] Vienna Institute for Resources and Waste (VIRWa), Wien, Österreich
[2)] TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der Betrieb von Müllverbrennungsanlagen wird wesentlich von der Zusammensetzung des Abfallinputs und dessen zeitlicher Variabilität bestimmt. Im Betrieb der Anlage wird durch Durchmischen des Bunkermülls versucht einen möglichst homogenen Abfallinput zu erzeugen. Der vorliegende Beitrag stellt eine neue Software/Methode vor, die es erlaubt kurzzeitige Schwankungen im Abfallinput zu detektieren und zu analysieren welche Auswirkungen diese Schwankungen auf den Anlagenbetrieb haben. Die Ergebnisse der durchgeführten Analysen zeigen, dass die entwickelte Software OBOMa es ermöglicht laufend und zeitlich hochaufgelöste Information über die Zusammensetzung des Abfallinputs zu generieren. Für die beiden mit der Software analysierten Müllverbrennungsanlagen wurden erhebliche Unterschiede in der Homogenisierung des Abfallinputs beobachtet, während für Anlage A nur zu 25% der Betriebsdauer eine geringe bzw. sehr geringe Variabilität der Müllzusammensetzung beobachtet wurde, lag dieser Wert für Anlage B bei nahezu 50%. Höhere Schwankungen in der Zusammensetzung des Input führen generell zu einer deutlichen Verringerung der Dampfproduktion und des Abfalldurchsatzes, gleichzeitig steigt der Verbrauch an Stützbrennstoffen (Heizöl bzw. Erdgas) erheblich. Die ökonomischen Verluste, die mit einer unzureichenden Homogenisierung des Bunkermülls verbunden sind, werden für die betrachteten Anlagen mit 400.000 bis 500.000 Euro pro Jahr abgeschätzt.

1 EINLEITUNG

Die thermische Verwertung von Abfällen hat sich in vielen Ländern zu einer wesentlichen Säule der Abfallwirtschaft entwickelt. Sie ermöglicht es, gemischte Abfälle zu verwerten, dabei Energie (Wärme und/oder Strom) zu gewinnen und negative Umweltauswirkungen wie Methanemissionen oder persistente Sickerwasseremissionen, die bei einer Deponierung dieser Abfälle entstehen würden, zu minimieren (Brunner & Rechberger 2015, Zhang et al. 2015). Innerhalb der Europäischen Union werden derzeit nahezu 90 Millionen Tonnen an Siedlungsabfällen einer thermischen Verwertung zugeführt.
Während in der Vergangenheit für die Müllverbrennung primär die emissionsarme Entsorgung (Mineralisierung) der Abfälle im Vordergrund stand, hat in den letzten Jahren, auch getrieben durch die Klima- und Energiediskussion, die möglichst effiziente Nutzung der dabei erzeugten Energie wesentlich an Bedeutung gewonnen. Einerseits stellt die gewonnene Energie für den Anlagenbetreiber eine immer wichtiger werdende Einnahmequelle dar, anderseits reduziert eine effiziente Nutzung der Energie die Treibhausgasemissionen der Abfallverbrennung (durch die höhere Substitution von fossilen Energieträgern). Im direkten Vergleich zu herkömmlichen kalorischen Kraftwerken (Kohle, Gas, oder Heizöl) zeigt sich allerdings, dass der energetische Wirkungsgrad von Abfallverbrennungsanlagen deutlich geringer ist (Di Maria et al. 2016; Strobel et al. 2018). Dies beruht primär darauf, dass

a) die Dampfparameter des Abhitzekessels einer MVA aufgrund der stark korrosiven Eigenschaften des Rauchgases gegenüber kalorischen Kraftwerken deutlich geringer sind,
b) ein höherer Luftüberschuss aufgrund von bislang „unvermeidbaren“ Schwankungen in der Zusammensetzung des Brennstoffs Abfall erforderlich ist, und
c) die Feuerungsleistung nicht konstant ist, was ebenfalls darauf zurückzuführen ist, dass der Energieinhalt (Heizwert) des Abfalls erheblichen zeitlichen Schwankungen unterliegen kann und nicht wie bei konventionellen fossilen Brennstoffen konstant ist.

Während Punkt a) zum Teil insofern kompensiert wird, als dass entweder nur Prozesswärme ausgekoppelt wird, oder der Heißdampf aus der Abfallverbrennungsanlage zwischen dem Hochdruck- und Niederdruckteil der Turbine zwischenerhitzt wird, sind die Punkte b) und c) primär der bislang „unvermeidbaren" Variabilität der Bunkermüllzusammensetzung geschuldet.
Abhängig von der Siedlungsstruktur, von sozialen Disparitäten im zu entsorgenden Gebiet, von jahreszeitlichen Faktoren aber auch von der Art des Abfalls (Hausmüll, Gewerbemüll oder Industriemüll) ergeben sich erhebliche Schwankungen in der Zusammensetzung des angelieferten Mülls, die man durch Mischen des Abfalls im Müllbunker der Verbrennungsanlage versucht auszugleichen. Diese „Homogenisierung des Abfalls" ist nicht nur aus energetischer Sicht von Vorteil, sondern führt auch zu geringeren Emissionen von Luftschadstoffen (z.B. CO, NOx, Dioxine). Insbesondere Emissionsspitzen, die primär auf einen instabilen Betrieb der Anlage (schwankende Feuerungsleistung) und unzureichendem Ausbrand zurückzuführen sind, werden dadurch vermieden (Murer et al. 2011).
Inwiefern eine ausreichende Durchmischung des Bunkermülls (durch den Kranfahrer) erreicht wird, lässt sich allerdings bislang nicht beurteilen, da keine Information über die kurzzeitige Variabilität der Abfallzusammensetzung des verbrannten Mülls vorliegt.
Im gegenständlichen Beitrag wird erstmalig eine detaillierte Analyse der zeitlichen Variabilität des in verschiedenen Müllverbrennungsanlagen MVA verwerteten Abfalls präsentiert und basierend auf Betriebsdaten evaluiert, welches ökonomische Potential (höhere Erlöse bzw. Reduktion von Stützbrennstoffen) durch eine Verbesserung der Bunkermüllhomogenisierung erzielbar wäre.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Verfahrenskonzept der Software OBOMa

Die Verbrennung unterschiedlicher Brennstoffe ist mit einer jeweils charakteristischen Rauch/Abgaszusammensetzung (Gehalt an O2 und CO2 im trockenen Rauch/Abgas) verbunden, wobei diese neben der chemischen Zusammensetzung des Brennstoffs (Gehalt an Wasser, C, H, O, N, S, F, Cl,…) auch von der Menge der Verbrennungsluft abhängig ist. Beispielsweise führt eine höhere Menge an Verbrennungsluft bei einem bestimmten Brennstoff zu einer höheren O2 und einer geringeren CO2 Konzentration im Rauch/Abgas.
Durch eine Normierung der Verbrennungsluftmenge (z.B. auf den stöchiometrischen Luftbedarf) sind Änderungen in der Rauch/Abgaszusammensetzung ausschließlich vom Brennstoff bzw. dessen chemischer Zusammensetzung abhängig.
Diese Normierung der Verbrennungsluftmenge (auf einen beliebigen Sauerstoffgehalt im Rauch/Abgas $O_{2_{Bezug}}$) erfolgt durch folgende allgemein bekannte Gleichung, die es erlaubt die trockene Rauch/Abgaszusammensetzung für eine „normierte" Verbrennungsluftmenge zu berechnen.

$$CO_{2_{Bezug}} = \frac{CO_{2_{gemessen}} \cdot \left(21 - O_{2_{Bezug}}\right)}{\left(21 - O_{2_{gemessen}}\right)} \quad (1)$$

$CO_{2_{Bezug}}$ CO_2 Konzentration im trockenen Rauch/Abgas bei konstanter (beliebig festzulegender) Verbrennungsluftzahl bzw. $O_{2_{Bezug}}$ [Vol-%]

$CO_{2_{gemessen}}$ gemessene CO_2 Konzenatration im trockenen Rauch/Abgas der Verbrennungsanlage [Vol-%]

$O_{2_{gemessen}}$ gemessene O_2 Konzenatration im trockenen Rauch/Abgas der Verbrennungsanlage [Vol-%]

$O_{2_{Bezug}}$ belieb festzuliegender (konstanter) Bezugssauerstoffgehalt im trocken Rauch/Abgas der Verbrennungsanlage (vorzugweise wird ein Wert von 0 Vol-% gewählt) [Vol-%]

Die „normierte" trockene Rauchgaszusammensetzung $\mathrm{CO}_{2\,\mathrm{Bezug}}$ und $\mathrm{O}_{2\,\mathrm{Bezug}}$ ist wie oben bereits erwähnt ausschließlich vom Brennstoff bzw. dessen chemischer Zusammensetzung abhängig. Zeitliche Variationen in der auf einen konstanten Sauerstoffgehalt $\mathrm{O}_{2\,\mathrm{Bezug}}$ „normierten" trockenen

Rauch/Abgaszusammensetzung (Gehalt an $CO_{2_{Bezug}}$) sind demzufolge das Resultat eines in der Zusammensetzung geänderten Brennstoffs. Demzufolge lässt sich beim Müllverbrennungsanlagen aus der zeitlichen Variation von $CO_{2_{Bezug}}$ auf die Homogenität bzw. Durchmischung des Müllinputs schließen. Ein nahezu konstanter Wert von $CO_{2_{Bezug}}$ deutet auf eine gute Durchmischung und konstante Zusammensetzung des Abfallinputs hin, während (kurzzeitige) Änderungen von $CO_{2_{Bezug}}$ auf eine schwankende Müllzusammensetzung hinweisen. Aus der zeitlichen Variation von $CO_{2_{Bezug}}$ ist eine Kontrolle und damit auch Steuerung der Bunkermülldurchmischung möglich, die in dieser Form in der Software OBOMa umgesetzt wurde. Ziel des Müllverbrennungsanlagenbetreiber ist es eine mögliche konstante (geringe Schwankungen) Zusammensetzung des Abfallinputs sicherzustellen, da nur dadurch ein optimaler (energieeffizienter) Betrieb gewährleistet werden kann. Übersteigt nun die zeitliche Variabilität der Rauch/Abgaszusammensetzung in Form von $CO_{2_{Bezug}}$ (bei konstanter Verbrennungsluftzahl bzw. konstantem $O_{2_{Bezug}}$) einen bestimmten (je Verbrennungsanlage festzulegenden) Wert, so wird dem Betriebspersonal (Kranfahrer) durch die Software OBOMa signalisiert, dass die Durchmischung des Abfallbrennstoffs unzureichend ist und die Bunkermülldurchmischung zu intensivieren ist (siehe Abbildung 1).
Basierend auf dieser Information (Variabilität der Rauch/Abgaszusammensetzung übersteigt ein zulässiges Maß und damit direkt proportional verbunden ist auch die Variabilität der Brennstoffzusammensetzung unzulässig hoch) und der Information von wo im Müllbunker der verbrannte Abfall aufgenommen wurde, können Bereiche im Müllbunker mit höherer Varibilität der Abfallzusammensetzung identifizert werden, die schlussendlich zu einer gezielteren und kontrollierteren Durchmischung des Bunkermülls herangezogen werden können (siehe Abbildung 2).
Im Detail ist das Analyseverfahren zur Bestimmung der Müllvariabilität, das die Grundlage für die Software OBOMa bildet, in der Patentschrift „Verfahren zur Analyse und zur Betriebsoptimierung von Müllverbrennungsanlagen“ (A 50555/2019) beschrieben.

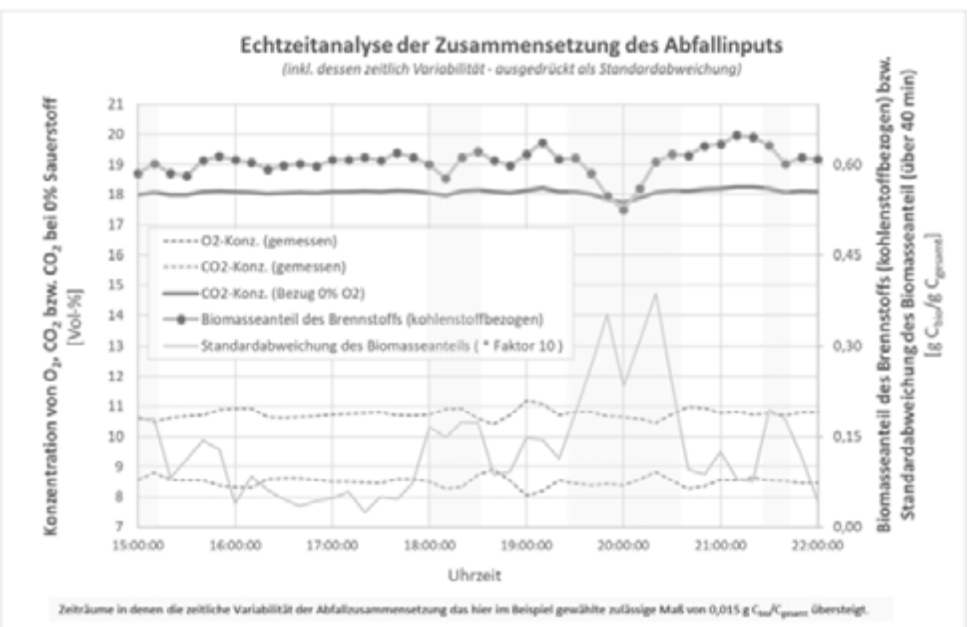


Abb. 1: Beispiel zur zeitlich hochaufgelösten Analyse der Variabilität der Zusammensetzung des Abfallinputs (hier gemessen anhand der Standardabweichung des Biomasseanteils (kohlenstoffbezogen) inklusive Angabe jener Zeiträumen (grau markierte Bereiche) in denen die Variabilität ein festgelegtes Maß (hier die Standardabweichung des Biomasseanteils über 40 min von 0,015 g C_{bio}/C_{gesamt}) übersteigt und somit eine intensivere Durchmischung des Bunkermülls gefordert ist um einen optimalen Betrieb (max. Energieeffizienz, max. Mülldurchsatz und max. Dampfproduktion der Müllverbrennungsanlage) zu gewährleisten

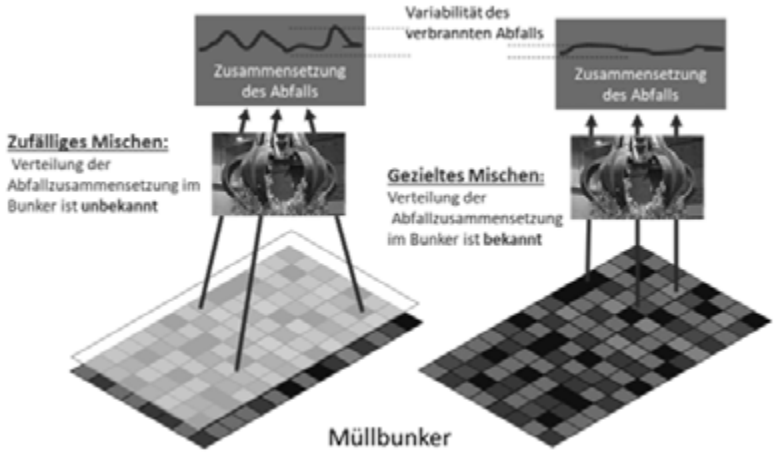


Abb. 2: Schematische Darstellung einer gezielten Durchmischung bzw. Aufnahme des Bunkermülls nach Anwendung der Methode (rechte Abbildung) im Vergleich zur aktuellen Praxis der Bunkermüllhomogenisierung (linke Abbildung)

2.2 Analysen und Auswertungen zur Variabilität der Müllzusammensetzung

Im Rahmen der gegenständlichen Studie wurde mithilfe der Software OBOMa die Zusammensetzung des verbrannten Mülls (zeitlich aufgelöst auf Stundenwerte) über ein Jahr berechnet. Dazu wurden im Konkreten Betriebsdaten von zwei Müllverbrennungsanlagen (Jahresdurchsatz von MVA A: 180.000 bzw. MVA B: 200.000 Tonnen) herangezogen und stündlich das Verhältnis von biogenen zu fossilen Materialien (angegeben durch den biogenen Kohlenstoffanteil C_b) im Müllinput bestimmt. Zusätzlich wurde auch stündlich der Wassergehalt m_W des verbrannten Abfalls mithilfe der Software OBOMa errechnet.
Für die so erhaltenen Stundenwerte von C_b und m_W wurde in der Folge deren zeitliche Variabilität - ausgedrückt durch die Standardabweichung von C_b bzw. m_W für vier aufeinanderfolgende Stundenwerte - ermittelt. Diese Standardabweichung (für den Biomasseanteil bzw. den Wassergehalt) wird als Maßzahl für die Variabilität in der Müllzusammensetzung herangezogen, wobei im gegenständlichen Manuskript lediglich Ergebnisse zur Variabilität von C_b dargestellt werden.
Basierend auf der stündlichen Information zur Variabilität der Müllzusammensetzung wurde des Weiteren die Hypothese, dass höhere Schwankungen in der Abfallzusammensetzung negativ auf den Betrieb der Anlage auswirken, untersucht. Dazu wurden die stündlichen Betriebsdaten (z.B. Dampfproduktion, Abfalldurchsatz, Bedarf an Zusatzbrennstoffen, Sauerstoffgehalt im Reingas) nach der Standardabweichung von C_b geclustert, wobei folgende Klasseneinteilung (zur Müllvariabilität) gewählt wurde (Tabelle 1):

Tab. 1: Einteilung der Müllvariabilität

Standardabweichung von C_b	Zeitliche Schwankungen der Differenz zwischen Kunststoff- und Biomassegehalt des Müllinputs	*Qualitative Beschreibung der Variabilität der Müllzusammensetzung*
[g C_{bio}/g C_{gesamt} in %]	*[Massen-%]*	
>5%	> 15%	*sehr hoch*
3 – 5%	9 – 15%	*hoch*
2 – 3%	6 – 9%	*erhöht*
1 – 2%	3 – 6%	*mittel*
0,5 – 1%	1,5 – 3%	*gering*
<0,5%	<1,5%	*sehr gering*

Für die verschiedenen Klassen (C_b: >5%, 3 – 5%, 2 – 3%, …) der Mülldurchmischung/Homogenisierung wurden in weiterer Folge die dazugehörigen mittleren „Anlagenbetriebskennwerte“ betreffend Abfalldurchsatz, Verbrauch an Stützbrennstoffen, Dampfproduktion sowie Sauerstoffgehalt im Reingas ermittelt und einander gegenübergestellt (siehe Abbildung 4 und Abbildung 5).

Abschließend wurde unter Verwendung von spezifischen Preisen (Heizöl) bzw. Erlösen (Abfallannahme, Dampfmenge) versucht abzuschätzen, welche finanziellen Vorteile eine bessere Müllhomogenisierung zur Folge haben kann. Dabei wurde angenommen, dass durch entsprechende Maßnahmen, Betriebsphasen mit sehr hoher, hoher, erhöhter und mittlerer Variabilität der Müllzusammensetzung vermieden werden können.

2.3 Untersuchte Müllverbrennungsanlagen

Bei den untersuchten Müllverbrennungsanlagen handelt es sich um zwei Rostfeuerungsanlagen (MVA A und MVA B). Der mittlere Jahresdurchsatz von MVA A liegt bei rund 180.000 Tonnen während MVA B etwa 200.000 Tonnen an Abfällen jährlich verwertet.
Der angelieferte Müll besteht bei beiden Anlagen zu rund 60 bis 70% aus Restmüll (aus der Systemmüllsammlung). Der restliche Input setzt sich aus unterschiedlichen Anteilen von Sperr-, Gewerbe- und Industriemüll sowie Rückständen aus der mechanischen Abfallaufbereitung zusammen.

3 RESULTATE

Basierend auf den stündlichen Auswertungen zur Müllzusammensetzung (mittels der OBOMa Software) wurde die Variabilität dieser berechnet (in Form der Standardabweichung von C_b über vier Stunden). Die Ergebnisse dieser Berechnung finden sich in Abbildung 3, in dem für die einzelnen Klassen der Müllzusammensetzungsvariabilität der Anteil der jeweiligen Betriebsstunden ausgewiesen ist. Es zeigt sich dabei beispielsweise, dass für Anlage B zu 15% der Betriebszeit die Zusammensetzung des Abfallinput nur sehr geringe Schwankungen (Standardabweichung von C_b<0,5%) aufweist, während für Müllverbrennungsanlage A dies nur für 5% aller Betriebsstunden zutrifft.
Generell ist aus Abbildung 3 ablesbar, dass die Müllhomogenisierung des Bunkermülls in der MVA B deutlich besser funktioniert als in Anlage A, da für MVA B eine geringe Variabilität der Müllzusammensetzung häufiger beobachtet wird.

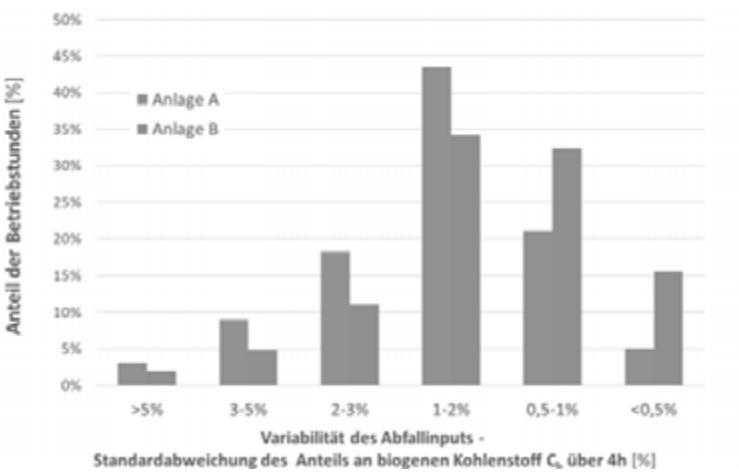


Abb. 3: Anteil der Betriebsstunden mit unterschiedlicher Variabilität (Schwankungen) in der Zusammensetzung des Abfallinputs (ausgedrückt durch die Standardabw. von C_b)

Auswertungen zu verschiedener Betriebsdaten der beiden MVAn bei unterschiedlicher Variabilität der Müllzusammensetzung zeigen deutlich (siehe Abbildung 4 und Abbildung 5), dass eine höhere Heterogenität des Abfallinputs zu einer signifikanten Zunahme des Verbrauchs (An- und Abfahrphasen nach Anlagenstillständen wurden in der Auswertung nicht inkludiert) an Heizöl bzw. Erdgas führt. Gleichzeitig sinkt die mittlere Dampfproduktion, bei Anlage A von 83 to/h auf 80 to/h und bei Anlage B von 93,7 auf 85,3 to/h (siehe Bild 3).

Wird der Abfalldurchsatz betrachtet, so zeigt sich hier ebenfalls eine deutliche Reduktion der stündlich verbrannten Menge bei höherer Müllheterogenität. Für die MVA A verringert sich der Durchsatz von 22.5 to/h auf 21.4 to/h, während für MVA B die Reduktion des Abfalldurchsatzes für Betriebszeiten mit sehr schlechter Müllhomogenisierung sogar wesentlich deutlicher ausfällt (Reduktion von 27,6 auf 22,7 to/h). Der (Rest)sauerstoffgehalt im Reingas nimmt hingegen (wie auch zu erwarten war) bei höherer Variabilität des Müllinputs zu (MVA A: 8,1 Vol-% O_2 im Vergleich zu 7,5 Vol-% O_2; MVA B: 9,4 Vol-% O_2 zu 8,4 Vol-% O_2). Diese Zunahme ist wiederum mit einer Reduktion des Kesselwirkungsgrades verbunden

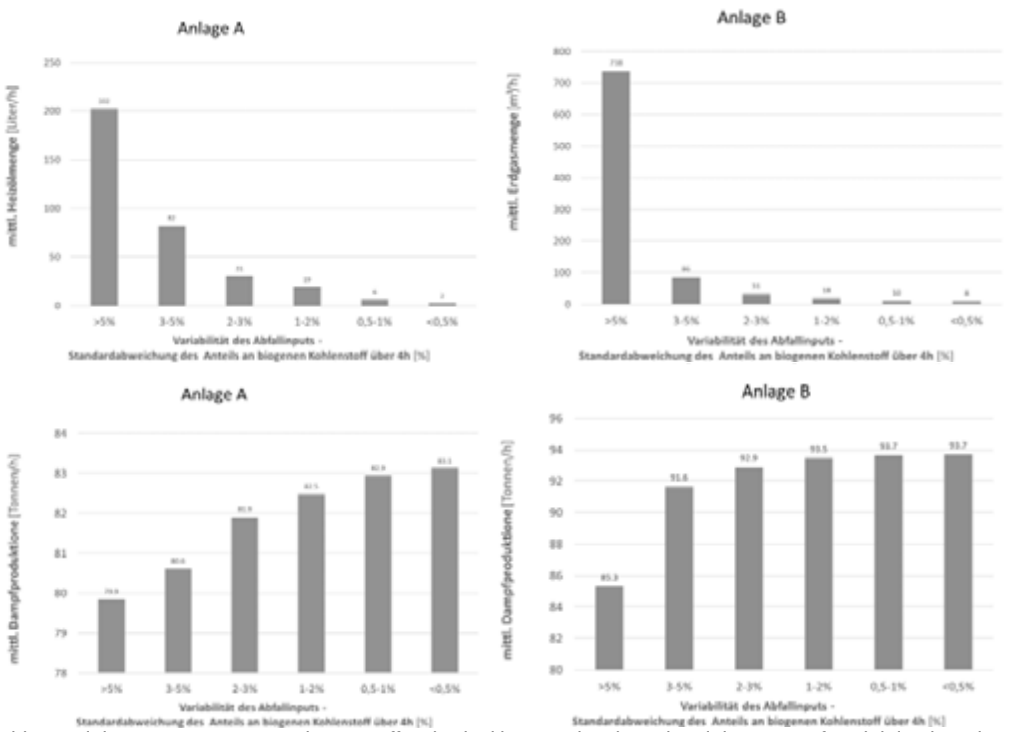


Abb. 4: Mittlere Menge an Zusatzbrennstoffen (Heizöl bzw. Erdgas) sowie mittlere Dampfproduktion in Anlage A und B in Abhängigkeit der Variabilität (Schwankungen) der Abfallinputzusammensetzung (ausgedrückt durch die Standardabw. von C_b)

Werden der erhöhte Verbrauch an Zusatzbrennstoffen, die verringerte Dampfproduktion, die Reduktion des Abfalldurchsatzes sowie die Einbußen im Kesselwirkungsgrad ökonomisch bewertet (unter Berücksichtigung von üblichen Marktpreisen für Heizöl, Erdgas, Heißdampf und Abfallannahme), so lassen sich die finanziellen Einbußen des Anlagenbetreibers durch die mangelhafte Homogenisierung des Abfallinputs näherungsweise abschätzen.

Für MVA A ergibt sich demnach ein ökonomischer Verlust von rund 500.000 Euro/Jahr, wobei der überwiegende Anteil davon auf einen verringerten Abfalldurchsatz zurückzuführen ist. Sofern nur die Betriebszustände mit sehr hohen und hohen Schwankungen der Abfallzusammensetzung (Standardabw. von C_b>3%) durch eine bessere Durchmischung des Bunkermülls vermieden werden können, lässt sich ein ökonomischer Vorteil von rund 200.000 Euro/Jahr erzielen (siehe Bild 6). Für die Anlage B (nicht dargestellt im Manuskript) liegen die gesamten finanziellen Einbußen bei rund 420.000 Euro für das untersuchte Jahr. Knapp die Hälfte davon (200.000 Euro) ließe sich bereits bei Vermeidung von Betriebsphasen mit sehr hoher Müllvariabilität (Standardabweichung von C_b>5%) verhindern.

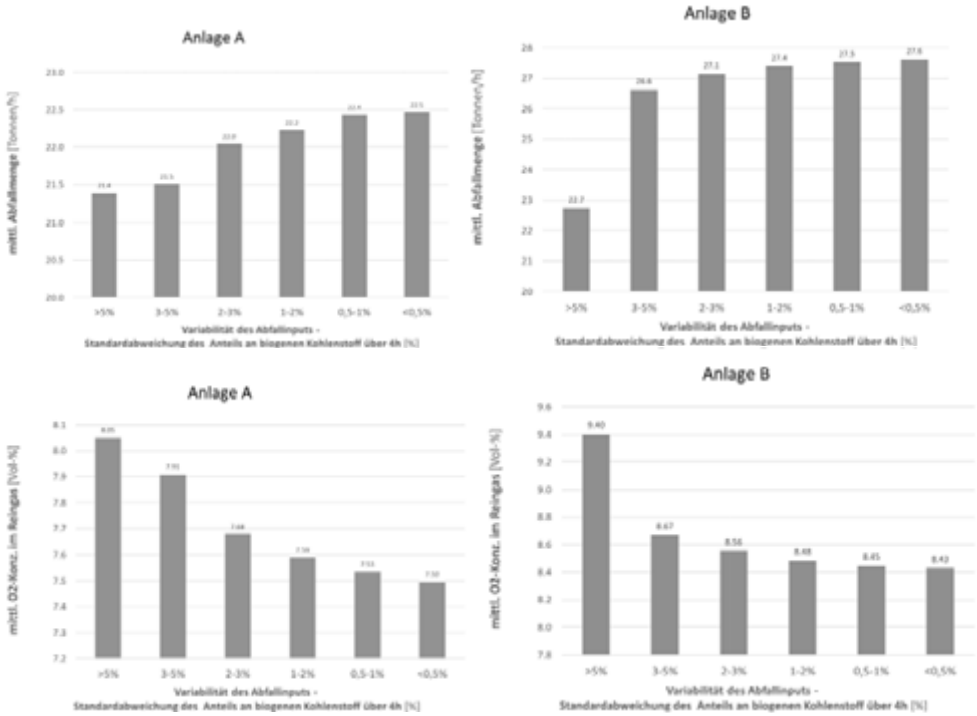


Abb. 5: Mittlere Menge des Abfallinputs sowie der O2-Konzentratoin im Reingas der Anlage A und B in Abhängigkeit der Variabilität (Schwankungen) der Abfallinputzusammensetzung (ausgedrückt durch die Standardabw. von C_b)

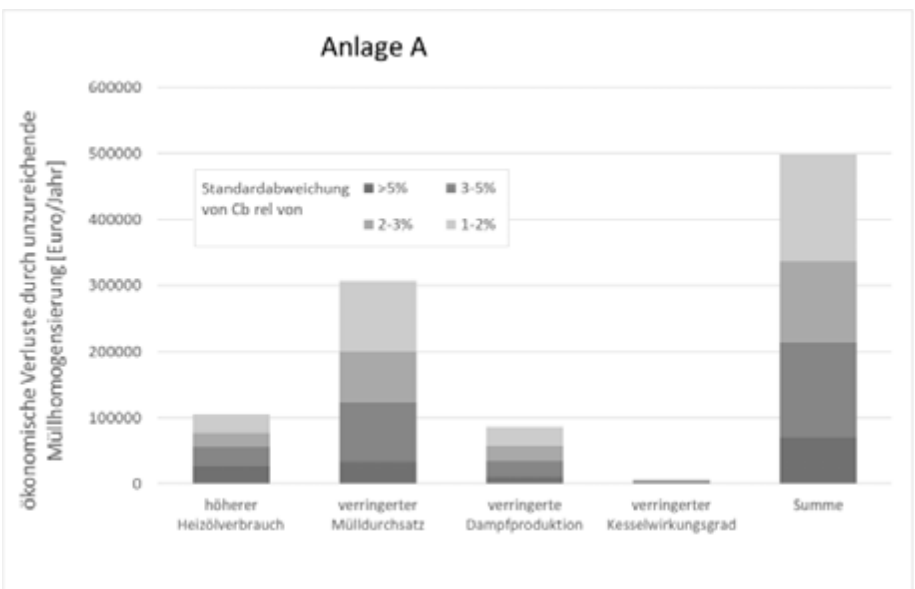


Abb. 6: Ökonomische Verluste für die Müllverbrennungsanlage A durch unzureichende Homogenisierung des Bunkermülls (unterschieden nach erhöhtem Stützbrennstoffverbrauch, verringertem Abfalldurchsatz, verringerter Dampfproduktion und verringertem Kesselwirkungsrad

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Basierend auf den durchgeführten Analysen zeigt sich, dass eine unzureichende Durchmischung (Homogenisierung) des Bunkermülls mit nachteiligen Auswirkungen auf den Betrieb von Müllverbrennungsanlagen verbunden ist. So reduziert sich dadurch der Mülldurchsatz, die Dampfproduktion und auch der Kesselwirkungsgrad. Letzteres ist auf einen höheren Sauerstoffgehalt und damit höheren Luftüberschuss zurückzuführen. Zusätzlich geht eine schlechtere Durchmischung des Müllinputs mit einem erhöhten Verbrauch an Stützbrennstoffen (Heizöl bzw. Erdgas) einher. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde erstmalig die zeitliche Variabilität des in zwei Müllverbrennungsanlagen verwerteten Abfalls (basierend auf Stundenwerten) bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass für Anlage A nur zu 25% aller Betriebsstunden eine ausreichend gute Homogenisierung des Abfallinputs erreicht wird, während für Anlage B dieser Wert bei 50% der Betriebszeit liegt.
Die ökonomischen Verluste, die mit einer unzureichenden Durchmischung des Bunkermülls verbunden sind, werden auf 400.000 bis 500.000 Euro pro Jahr abgeschätzt.
Eine direkte Implementierung der Software OBOMa in die Leittechnik von Müllverbrennungsanlagen könnte es zukünftig ermöglichen, dem Kranfahrer unmittelbar Information über die Variabilität des Abfallinputs zu geben, wodurch dieser gezielter den Bunkermüll durchmischen könnte. Entsprechende Forschungsarbeiten dazu sind von den Autoren aktuell in Durchführung.

LITERATUR

Brunner, P. H. & Rechberger, H. (2015) Waste to energy – key element for sustainable waste management. Waste Management, 37, 3-12.

Di Maria, F., Contini, S., Bidini, G., Boncompagni, A., Lasagni, M., Sisani, F. (2016) Energetic Efficiency of an Existing Waste to Energy Power Plant, Energy Procedia, 101, 1175-1182.

Fellner, J. & Schwarzböck, T. 2019 Verfahren zur Analyse und zur Betriebsoptimierung von Müllverbrennungsanlagen. Patentschrift A 50555/2019.

Murer, M. J., Spliethoff, H., De Waal, C. M. W., Wilspshaar, S., Berkhout, B., Van Berlo, M. A. J., Gohlke, O., Martin, J. J. E. (2011) High efficient waste-to-energy in Amsterdam: getting ready for the next steps. Waste Management & Research 29: 20-29.

Strobel, R., Waldner, M. H., Gablinger, H. (2018) Highly efficient combustion with low excess air in a modern energy-from-waste (EfW) plant. Waste Management 73: 301-306.

Zhang, D., Huang, G., Xu, Y. & Gong, Q. (2015) Waste-to-energy in China: Key challenges and opportunities. Energies, 8, 14182-14196.

Innovativer Ansatz für einen optimierten EBS-Einsatz in Zementwerken

F. Frühauf[1] & J. Secklehner[2]
[1)] ANDRITZ AG, Paper, Fiber and Recycling Division, Graz, Österreich
[2)] Altstoff Recycling Austria AG (ARA), Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Ersatzbrennstoff im Wandel. Die zu erreichenden Recyclingziele, das EU-Kreislaufwirtschaftspaket und neue gesetzliche Vorgaben erfordern neue Ansätze für einen optimierten Einsatz von Kunststoffmüll als Ersatzbrennstoff (EBS). Ein neues Konzept – geboren aus der Zusammenarbeit von ARA und ANDRITZ – ist die deutliche Erhöhung der Ersatzbrennstoffraten und die Reduktion des CO_2-Ausstoßes von Mitverbrennungsanlagen wie Zementwerken. Durch den Einsatz neuer Technologien, eigens aufbereitetes Material und spezielle Materialmischungen ermöglichen die Produktion von optimiertem EBS. Die Machbarkeit der neuen Lösung wurde bereits mit mehreren Versuchen im ANDRITZ Recycling Technology Center (kurz ART Center) in St. Michael, Österreich, unter Beweis gestellt.

1 WARUM KUNSTSTOFFMÜLL ALS OPTIMIERTEN EBS AUFBEREITEN?

Das EU-Kreislaufwirtschaftspaket bewirkt weitreichende Maßnahmen und Veränderungen in der Sammlung und Aufbereitung von Kunststoffverpackungen in ganz Europa. Trotz der bereits heute ausgeprägten Recyclingaktivitäten sind auch in Österreich zusätzliche Anstrengungen erforderlich, um die Recyclingquote von Kunststoffverpackungen bis 2025 zu verdoppeln (siehe Abb. 1).

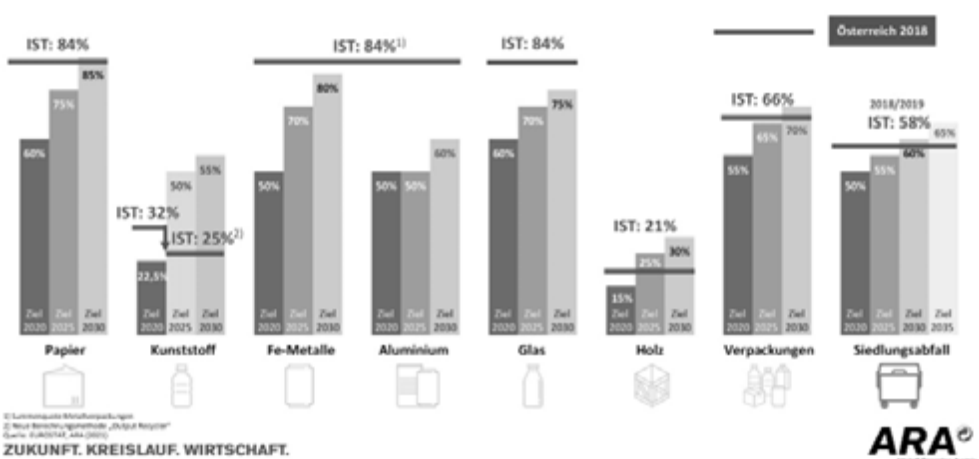


Abb. 1: EU-Recyclingziele 2020 – 2030

Neue gesetzliche Vorgaben werden die getrennte Sammlung von Haushalts- und Gewerbeverpackungen in Österreich steigern und damit die Mengen und Qualitäten im Bereich der thermischen Verwertung von Kunststoff- und Verbundverpackungen grundlegend verändern. Auch die Ersatzbrennstoffaufbereitung aus Gewerbeabfällen wird diese Einflüsse schon sehr bald zu spüren bekommen.

Trotzdem, auch mit den besten Sammelsystemen und den modernsten Sortieranlagen werden weiterhin Reststoffe für eine thermische Verwertung anfallen. Die Veränderungen erfordern

jedoch neue Ansätze für einen optimierten Einsatz von (Kunststoff-)Abfällen als Ersatzbrennstoff (EBS).

2 OPTIMIERTER EBS-EINSATZ - KOOPERATION ARA UND ANDRITZ

Es gibt noch viel zu tun und neue Ideen sind gefordert. Einen solchen vielversprechenden Ansatz verfolgt die Altstoff Recycling Austria AG (ARA) und der internationale Technologiekonzern ANDRITZ. Im Frühjahr 2022 unterzeichneten beide einen Kooperationsvertrag, um eine spezielle EBS-Verwertungstechnologie für die Zementindustrie auf den Markt zu bringen. Ziel des gemeinsamen Projekts ist es die Ersatzbrennstoffraten deutlich zu erhöhen und den CO_2-Ausstoß von Mitverbrennungsanlagen wie Zementwerken zu reduzieren. Dazu ist es erforderlich, mit innovativen technischen Konzepten die reduzierten Kunststoffabfallmengen mit anderen, substituierenden Abfällen zu kombinieren.

3 TECHNOLOGISCHE LÖSUNG

Das Herzstück der innovativen Lösung ist ein speziell adaptierter ADuro F Fein-Schredder von ANDRITZ, der vorzerkleinerten Kunststoffmüll auf eine sehr feine Partikelgröße zerkleinert und das neue ARA-Produkt „MKF Prime“ (MKF: Mischkunststoff) als CO_2-optimiertes EBS-Material mit sehr hohem Heizwert aufbereitet.

Der „Flash Grinder“, wie die Weiterentwicklung des Aduro F im Bereich EBS in Zukunft heißen wird, erhöht drastisch die Oberfläche des EBS und verändert dessen Struktur für einen optimalen Einsatz im Zementwerk.

Abb. 2: Prozessschema mit „Flash Grinder“

Der ADuro F hat sich bisher vor allem bei der Zerkleinerung von schwierig zu handhabenden Materialien, wie Papier, Karton, Holz oder Kabel bewährt. Die Eingangsmaterialien mit einer Partikelgröße von < 50 mm werden der Maschine üblicherweise per Förderschnecke oder Förderband zugeführt. Damit keine Störstoffe in die Maschine eindringen, können Nichteisenfraktionen mittels eines pneumatischen Systems (Schwerstofffalle) separiert und eisenhaltige Materialien mit einem Magneten entfernt werden. Das Schneidwerk besteht aus Hämmern, die auf dem Rotor montiert sind. Nach der Zerkleinerung des Materials auf die richtige Größe drückt der Luftstrom des integrierten Ventilators das zerkleinerte Material durch ein sehr feines Filtersieb. Dadurch wird die Staubbildung minimiert und der Durchsatz des ADuro F maximiert. Die Maschine produziert eine exakte Granulatgröße von 15 mm bis hin zu feinstem Pulver.

Abb. 3. ADuro F Schredder

4 VERSUCHE IM ART CENTER

Die Machbarkeit der neuen Lösung wurde bereits mit mehreren Versuchen im ANDRITZ Recycling Technology Center (kurz ART Center) in St. Michael, Österreich, unter Beweis gestellt. ARA und ANDRITZ führten Versuche mit 100% MKF Prime und einem Inputgemisch aus MKF und Altholz durch. Die Resultate waren vielversprechen, so lag der Heizwert des optimierten EBS-Materials deutlich über 25 MJ/kg TS und bei der speziellen Mischung mit Altholz immer noch über 23 MJ/kg TS.

Abb. 4: Versuche im ANDRITZ Recycling Technology Center (kurz ART Center)

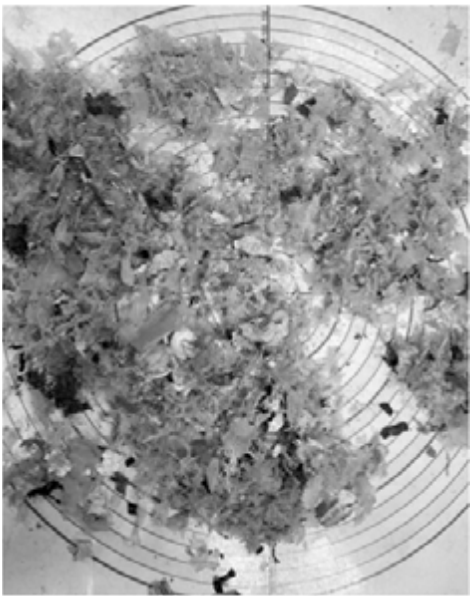


Abb. 5: MKF Prime Output-Material

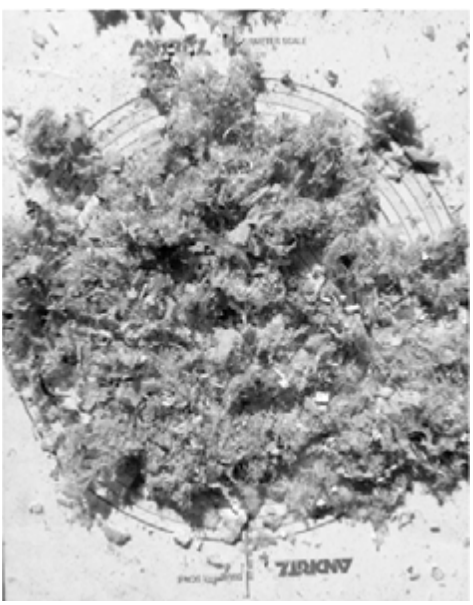


Abb. 6: Output-Material Gemisch: MKF Prime und Altholz

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das technologische Konzept von ARA und ANDRITZ bietet eine einfach umzusetzende Lösung mit enormen Weiterentwicklungspotenzial, um den neuen Anforderungen des Recyclingmarkts gerecht zu werden. Die vorgestellte „Flash Grinder“-Technologie kann sowohl in bestehende Mitverbrennungsanlagen einfach eingebunden werden oder als Gesamtsystem (wie z.B. mit Vorzerkleinerer) neu installiert werden.

Digi-Cycle: Jeder (Sammel)beitrag zählt

M. Heigl[1] & F. Badura[1]
[1)] Digi-Cycle GmbH, Geschäftsführung, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Obwohl die Motivation der Österreicherinnen und Österreicher zur richtigen Mülltrennung und die Wichtigkeit in Hinblick auf den Klimaschutz grundsätzlich sehr groß ist, gehen nach wie vor viel zu viele wertvolle Rohstoffe dem Ressourcen-Kreislauf verloren. Nicht nur bei Verpackungen wird daher aus mehreren Gründen eine Steigerung der Sammelquote angestrebt: sei es aus rechtlicher Sicht (Bsp. PET-Flaschen), aus wirtschaftlicher Sicht (Bsp. Alu) oder, wenn durch falsche Entsorgung Schäden entstehen können (Bsp. Batterien). Wichtigste Voraussetzung, um Stoffe überhaupt recyceln zu können ist die richtige Sammlung. Dies hängt oft an den Endnutzerinnen und Endnutzern. Es gibt verschiedene Mechanismen um Menschen zur richtigen Abfalltrennung zu motivieren. Eine digitale Lösung kann durch spezifische Information, aber auch durch gezielte Belohnung für umweltfreundliches Verhalten dabei unterstützen die Sammelquoten zu erhöhen.

1 PROBLEMSTELLUNG

Das Problem ist bekannt: Obwohl Österreich prinzipiell als Vorreiter in Abfallwirtschaft gilt, gibt es bei der Abfalltrennung noch Luft nach oben. Insbesondere bei Kunststoffverpackungen ergeben sich durch die Vorgaben des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes kurzfristige Herausforderungen: Nur rund 25 % der Kunststoffverpackungen werden aktuell recycelt, bis 2025 ist hier eine Verdoppelung vorgeschrieben.

1.1 Status der Abfalltrennung aus Sicht der Konsumentinnen und Konsumenten

Konsumentenschutzorganisationen aus 14 europäischen Staaten haben in ihren jeweiligen Ländern eine repräsentative Umfrage durchgeführt und die Bevölkerung gefragt welche Bereiche in Bezug auf Nachhaltigkeit zentral sind. Von den Bereichen Abfallmanagement, Wasser & Energie, Ernährung, Kauf von Produkten bzw. Reisen & Mobilität, wurde Abfallmanagement an erster Stelle genannt (Int. Consumer Research & Testing, the Europ. Consumer Organisation 2021).
Dass eine funktionierende Abfallwirtschaft einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leistet, ist somit angekommen.
Eine vom Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe durchgeführte Studie bestätigt dies: Auf die Frage welchen persönlichen Beitrag Österreicherinnen und Österreicher zum Umweltschutz leisten, werden als häufigste genannte Antworten mit 85 % die sorgfältige Trennung des Abfalls, gefolgt vom Wunsch Lebensmittelverschwendung zu reduzieren, genannt. Die Trennmoral zwischen Jung und Alt ist aber sehr unterschiedlich: so geben nur 72 % der unter 30-Jährigen an ihren Abfall zu trennen, bei den über 60-Jährigen sind es über 90 % (Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe 2021). Ein ähnliches Bild nur auf einem niedrigeren Niveau zeigt sich auch in Deutschland: während 77 % der über 65-Jährigen angeben ihren Müll immer korrekt zu trennen, sind es bei den unter 30-Jährigen gerade einmal 42 % (SUEZ Deutschland 2019).

1.2 Status der Abfalltrennung in Realität

Werden Abfälle nicht ordnungsgemäß getrennt, landen sie üblicherweise einfach im Restmüll.
Betrachtet man beispielhaft eine Restmüllanalyse des österreichischen Bundeslandes Steiermark, sieht man, dass der Fehlwurfanteil bei rund 55 % liegt. Der Großteil davon entfällt auf organische Abfälle, aber rund 1/4 davon sind Verpackungen (TBU 2019). Auch im benachbarten Bundesland Niederösterreich ist das Bild nicht anders: rund 50 % der Abfälle im Restmüll gehören nicht dorthin. Der Anteil an Verpackungen liegt insgesamt bei ca. 20 % (die Niederösterreichischen Umweltverbände 2019). Diese Mengen können nicht mehr ordnungsgemäß recycelt werden und gehen somit dem Kreislauf verloren.

1.3 Rechtliche Vorgaben: wo müssen wir hin?

Jährlich kommen in Österreich rund 300.000 t an Kunststoffverpackungen auf den Markt. Obwohl medial sehr viel Augenmerk auf dem Thema Einweggetränkeverpackungen liegt, machen die in diesem Segment dominierenden Kunststoffverpackungen mit 41.500 t nicht einmal ein Sechstel der Gesamtkunststoffmenge aus. Bei den Kunststoffflaschen liegt die Sammelquote aktuell bei rund 76 % (Altstoff Recycling Austria AG 2019).
Bis 2029 verlangt Artikel 9 der Single-Use-Plastic (SUP)-Richtlinie der EU, dass alle EU-Mitgliedsstaaten eine getrennte Sammelquote bei den Kunststoffflaschen von 90 % erreichen (Europäisches Parlament 2019). Zur Zielerreichung fehlen in Österreich somit 6.000 t, welche voraussichtlich mit dem ab 1.1.2025 vorgeschriebenen Einwegpfand auch erreicht werden können. Angesichts der heute schon recht hohen Sammelquote und dem vergleichsweise überschaubaren Mengenanteil von Kunststoffgetränkeverpackungen am Gesamtaufkommen von Kunststoffverpackungen, ist der Beitrag dieser Maßnahme zur Vorgabe des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes, welches ab 2025 bei Kunststoffverpackungen eine stoffliche Verwertungsquote von 50 % vorschreibt, überschaubar. Um dieses Ziel zu erreichen ist daher ein darüber hinausgehender Maßnahmenmix erforderlich, welcher neben einem Ausbau von Sortiertiefe und Verwertungseffizienz vor allem darauf setzen muss, mehr Verpackungsabfälle korrekt zu sammeln.

2 MOTIVATION BEI DER ABFALLTRENNUNG

Warum trennen Menschen ihren Abfall? Oder viel mehr die Frage: Warum tun sie es nicht?

Die negativen Auswirkungen einer unterbliebenen Mülltrennung (beispielsweise die bei einer thermischen Verwertung entstehenden Emissionen) sind insofern externe Effekte, als sie sich nicht unmittelbar monetär auf die verursachenden Individuen auswirken. Mit Ausnahme von Pfandsystemen oder Abfallarten, bei welchen die Konsumentin und der Konsument auch ohne gesetzliche Vorgaben durch eine korrekte Sammlung Erlöse erzielen kann (z.B. Schrottmarkt), ist die Motivation zur Trennung von Abfällen daher in der Regel eine intrinsische. Bei Abfallarten, bei denen Konsumenteninnen und Konsumenten grundsätzlich wissen, wie sie zu entsorgen sind, ist es, wie eine kürzlich von SUEZ Deutschland beauftragte repräsentative Umfrage vor allem die Einschätzung der Sinnhaftigkeit, welche darüber entscheidet, ob eine korrekte Entsorgung erfolgt. Auch wenn die Mehrzahl der Befragten mit ca. 67 % angibt, ihren Abfall richtig zu trennen, wurden die folgenden drei Gründe für eine falsche Mülltrennung am häufigsten genannt (SUEZ Deutschland 2019):

- der Müll wird sowieso verbrannt
- Bequemlichkeit
- Müll geht ins Ausland und wird nicht recycelt

Der erste und der letzte der genannten Gründe sind in dieser Pauschalierung jedenfalls Vorurteile, die man zur Steigerung der Motivation durch differenziertere Betrachtungen aufklären kann. Zusätzlich zeigen SINUS-Milieu©-Studien (Sinus-Milieus fassen Menschen mit ähnlichen Werten und einer vergleichbaren sozialen Lage zu „Gruppen Gleichgesinnter“ zusammen), dass ein wachsender Teil der Bevölkerung in Österreich wegen anderer – meist wirtschaftlich-existenzieller – Prioritäten oder anderer Wertestrukturen für ökologische Themen wie Ressourcenschonung, Kreislaufwirtschaft oder Klimaschutz schwer zu erreichen ist. Bei der Frage, ob sie die getrennte Sammlung von Verpackungen für sinnvoll halten, zeigen die der unteren Mittelschicht bzw. Unterschicht zugeordneten Milieus (Konsumorientierte Basis: 58 %, Hedonisten: 56 %) signifikant niedrigere Zustimmungsraten als die der Oberschicht zugeordnete Gruppe der Konservativen (85 %). Quantitativ machen diese, der getrennten Sammlung zurückhaltender eingestellten Gruppen knapp 25 % der Bevölkerung aus (Altstoff Recycling Austria AG 2019).

Menschen zum Recycling zu bewegen, ist natürlich komplex. Doch selbst wenn der Wille groß ist richtig zu trennen, bleibt die Umsetzung oft eine Herausforderung. Die oberste Aufgabe zur Verbesserung der Trennung besteht daher darin, Barrieren zu beseitigen, die Menschen vom Recycling abhalten. Diese gilt es zu identifizieren und zu beseitigen oder zumindest zu reduzieren.

2.1 Faktoren zur Erhöhung der Trennmoral

Was motiviert also Menschen besser zu trennen?

K. Johansson vom Institut für Designwissenschaften der Universität Lund in Schweden (Johansson 2016) nennt in seiner Studie vor allem drei wichtige Faktoren für funktionierendes Recycling:

- Eine gut funktionierende Infrastruktur
  - Also: ausreichende Anzahl an Abfallbehältern, leichte Erreichbarkeit, Design und Ästhetik der Abfallbehälter, ausreichende Abholintervalle, etc.
- Spezifisches Recycling-Wissen
  - Also: wie muss Abfall getrennt werden?
- Ein generelles Verständnis von Umweltaspekten / -auswirkungen
  - Also: was passiert danach?

Zusammengefasst geht es um die Fragen nach dem „Wo, Wie und Warum?“.

Gerade das „Wie“ und „Warum“ wird auch von Endverbraucherinnen und Endverbrauchern gewünscht und gefordert. In der Studie im Auftrag der dualen Systeme in Deutschland gaben 43 % der Befragten an ihren Abfall auf jeden Fall und weitere fast 37 % vielleicht häufiger richtig zu trennen, wenn ihnen die Wege und der Nutzen von Recycling besser erklärt würden. Insgesamt geben zudem über 90 % der Deutschen an, Aufklärungskampagnen zum Thema Mülltrennung zu begrüßen. Dabei wünschen sich mehr als die Hälfte der Befragten online Informationen über die Trennung von Verpackungsabfällen (Kantar 2020).

Auch mit konkreten Anreizen kann umweltfreundliches Verhalten gezielt gefördert werden. Zahlreiche Beispiele im In- und Ausland belegen, dass durch geeignete Anreize die Motivation für richtiges Recycling gesteigert werden kann. Beispielsweise konnte die spanische App Reciclos in einem Pilotprojekt die Recyclingquote in registrieren Familien von 60 % auf 80 % mit Hilfe von Incentives und direkter Kommunikation erhöhen (Gibovic & Bikfalvi 2021). In Städten wie Jakarta in Indonesien und Rom in Italien kann man durch die Rückgabe von PET-Flaschen Tickets für öffentliche Verkehrsmittel erhalten (Broom 2019), (Loasana 2019).

3 DER DIGI-CYCLE ANSATZ

Immer mehr Staaten führen eigene Digitalstrategien ein, um unter Nutzung von IKT-Ansätzen, bestehende Prozesse für die Nutzerinnen und Nutzer einfacher zu machen. Auch in der Kreislaufwirtschaft ist die Digitalisierung längst angekommen (automatisierte Tourenoptimierung, Füllstandsmonitoring bei Abfallbehältern, Anlagenmonitoring, etc.). Während die aufgeführten Beispiele bislang vor allem auf den Stoffstromprozess ab der Abholung der Sammelcontainer abzielt, gibt es erst wenige digitale Lösungen, welche Konsumentinnen und Konsumenten dabei unterstützen in ihrer Region die richtigen Entscheidungen bei der Abfalltrennung zu treffen. Bestehende „Trenn-ABCs“ und ähnliche Sortierhilfen leisten hier zwar einen essentiellen Beitrag, sind aber – sofern es sich um Massenmedien und nicht um eine individuelle Beratung handelt – oft dadurch eingeschränkt, dass sie nur für eine bestimmte Region gelten oder, mangels genauerem Wissen zum fraglichen Produkt, nur gattungsspezifische Hinweise abgeben können. Hier können die Stärken einer digitalen Lösung ausgespielt werden: diese kann nicht nur produktspezifische, sondern aufgrund der Verfügbarkeit von Standortdaten auch regionsspezifische Auskünfte erteilen. Da der Aufholbedarf für korrekte Abfalltrennung vor allem bei den unter 30-Jährigen besteht, ist eine digitale Lösung ideal um diese digital-affine Gruppe zu informieren, sowie in weiterer Folge auch durch ggf. angehängte Incentivierungsmaßnahmen zu motivieren.

3.1 Das Konzept

Digi-Cycle unterstützt Konsumentinnen und Konsumenten dabei, ihre Verpackungen und andere Reststoffe richtig zu trennen und korrekt zu entsorgen.

Dabei wird in 2 Stufen unterschieden:

- Information: detaillierte Informationen über das korrekte Auftrennen und regionsspezifische Entsorgen von Verpackungen; aber auch kurze Videos bzw. Grafiken zur Darstellung, was mit den Abfällen nach dem „Einwurf" passiert
- Incentivierung: Belohnung für korrektes Recycling unterschiedlicher Abfallarten
  Dabei wird ein Entsorgungsprozess mittels App dokumentiert, indem ein Code (oder Barcode) auf einem Produkt und ein Code auf einem passenden Abfallbehälter gescannt wird. Nach Prüfung der Gültigkeit des Codes wird der Konsumentin bzw. dem Konsumenten die Prämie (materieller Anreiz, Geld oder auch Gewinnspiel) freigegeben.

3.2 Pilotprojekt Oststeiermark

Das Incentive-Konzept zu Digi-Cycle wurde von den beiden Unternehmen Saubermacher AG und Altstoff Recycling Austria AG erstmals im Sommer 2021 getestet. Ziel war es vor allem herauszufinden, wie Konsumentinnen und Konsumenten die Idee annehmen würden (Usability) und ob es zu einer Änderung des Trennverhaltens kommt. An dem Projekt waren darüber hinaus auch fünf führende Getränkehersteller und -abfüller beteiligt.
Für das Pilotprojekt wurden Getränkeverpackungen (Kunststoffflaschen als auch Dosen) der Hersteller mit einem eindeutigen Code ausgestattet. Über einen Zeitraum von 3 Monaten wurden in Summe rund 15.000 Getränke an interessierte Nutzerinnen und Nutzer ausgegeben. Alle Kunststoffbehälter und Metallbehälter der Versuchsregion, sowie die verwendeten Gelben Säcke wurden ebenso mit einem eindeutigen Digi-Cycle Code ausgestattet.
Für die Dokumentation der richtigen Entsorgung – also Scan des Codes auf der Getränkeverpackung und Scan des Codes am passenden Abfallbehälter (Gelber Sack oder Metallcontainer) – wurden Punkte vergeben, die in Prämien bei lokalen Händlern eingelöst werden konnten.
Um die Effekte in Hinblick auf die Zusammensetzung des Restmülls bewerten zu können, wurden vor dem Beginn der Verteilung (Juli) und gegen Ende (September) Sortieranalysen der Restmüll-Sammeltour der Region durch das Technische Büro Merstallinger (TBMM) durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass der Anteil der PET-Getränke-Flaschen im September gegenüber Juli um rund 22 Masse-% zurück ging. Der Anteil der mit Digi-Cycle Code markierten Getränke im Restmüll war mit 0,01 Masse-% äußerst gering. Um auch das direkte Feedback zu erhalten, wurden Bürgerinnen und Bürger mittels Online-Befragung zu ihrer Nutzererfahrung befragt. Auf einer Skala von 1 bis 6 wurde die Benutzerfreundlichkeit der einzelnen Prozessschritte im Mittel mit Werten zwischen 1,3 und 1,5 bewertet. Mehr als die Hälfte der Befragten gaben an, dass sie mehr Kunststoffverpackungen mit einem integrierten Anreizsystem wie Digi-Cycle sammeln würden.

3.3 Nächste Schritte: Recycling Guide und Incentive-System

Bis 2025 soll das Sammelsystem für Leichtverpackungen in Österreich in zwei Schritten vereinheitlicht werden, wodurch sich für fast die Hälfte der Österreicherinnen und Österreicher die Art der im Gelben Sack bzw. der Gelben Tonne gesammelten Abfallarten verändern wird. Auch wenn die Abfalltrennung damit langfristig einfacher wird, werden die damit zusammenhängenden Umstellungen bei Konsumentinnen und Konsumenten zumindest kurzfristig zu einer Steigerung des Informationsbedarfs sorgen.
Genau hier setzt Digi-Cycle an und unterstützt die Bevölkerung zunächst als Recycling-Guide.
So können Produkte von Partnerunternehmen mittels Bar- oder QR-Code gescannt werden um produktspezifische Trenn- und Sortierhinweise zu erhalten. Darüber hinaus kann über eine Suchfunktion auch ohne vorliegendem Produkt nach unterschiedlichen Abfallarten gesucht werden. Anschließend zeigt die App an, wie die Verpackung in der jeweiligen Region getrennt und gesammelt wird. Userinnen und User erhalten darüber hinaus Infos und Standorte zu den umliegenden Sammelstellen. Die App soll für Konsumentinnen und Konsumenten in erster Linie bequem und damit praktikabel sein, weshalb die Trenn- und Sortierhinweise auch ganz ohne Registrierung oder Login einsehbar sind.

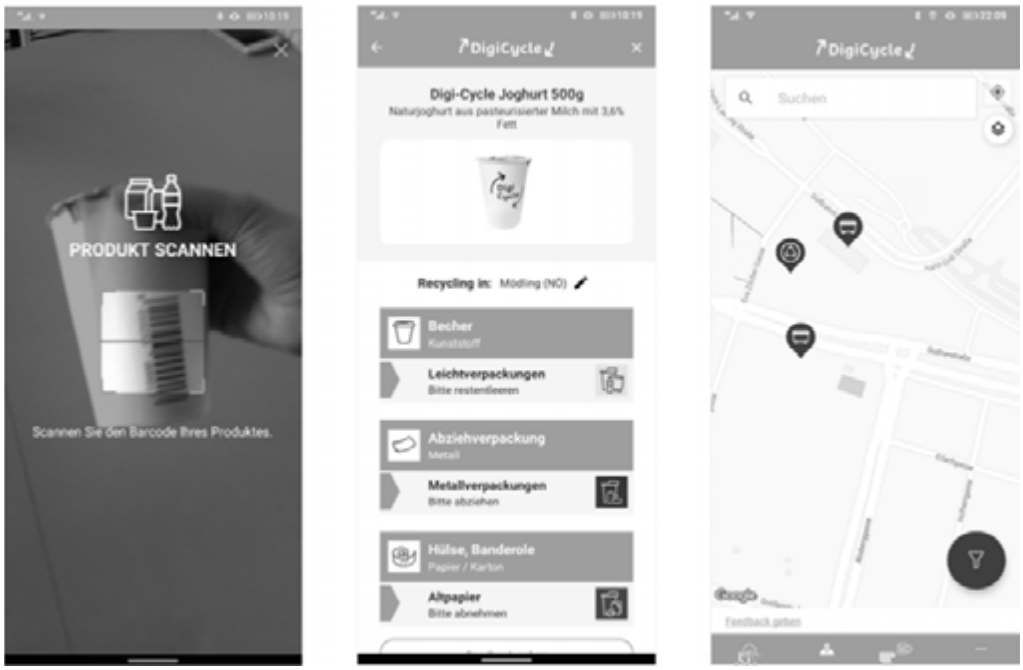


Abb. 1: der Digi-Cycle Recycling Guide

Darauf aufbauend wird für bestimmte Verpackungsarten auch ein Incentive-System angeboten. Das bedeutet, dass Nutzerinnen und Nutzer für Recycling-Aktionen belohnt werden. Recycling-Aktionen können vom Nachweis der richtigen Entsorgung oder Quiz-Teilnahme bis hin zur Teilnahme an Flurreinigungsaktionen reichen. Neben unmittelbaren monetären Anreizen - insbesondere für seltenere Entsorgungswege - kommen dabei auch, aus verhaltensökonomischen Studien, etablierte Mittel zum Einsatz (Gangl et al. 2022). Beispielsweise können bei Zielerreichung auch lokale Gemeinschaftsprojekte gefördert werden. Zudem sollen auch individuelle bzw. regionsübergreifende Challenges die Performance einzelner Nutzer(-gruppen) vergleichen um die (Trenn-)Motivation zu steigern (Status als Anreiz). Ziel der App ist es die Nutzerinnen und Nutzer auf unterhaltsame Art und Weise zu „Recycling-Profis“ auszubilden bzw. durch selektive Belohnungen auch gezielt bei als aufwändig wahrgenommen Entsorgungswegen nachzuhelfen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Während Österreich bei vielen Packstoffen schon heute die ab 2025 verbindlichen Quoten des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes erreicht, sind im Bereich Kunststoffe noch erhebliche Anstrengungen nötig. Die Recyclingquote der gesamten Kunststoffverpackungen muss sich bis zum Jahr 2025 verdoppeln, von aktuell 25 % auf 50 %. In der öffentlichen Wahrnehmung wird hierbei oft vereinfachend von Einweg-Getränkeverpackungen als Hauptaktionsfeld gesprochen, was sich politisch auch in der im Oktober 2021 beschlossenen Pfandpflicht auf diese Verpackungen niedergeschlagen hat. Dabei gerät oft ins Hintertreffen, dass Kunststoff-Getränkeflaschen nur rund 1/6 der Gesamtmenge von Kunststoffverpackungen ausmachen. Auch wenn ein Pfand in diesem Teilsegment sicher positiv zur Steigerung der Sammelquote auf die bis 2029 geforderten 90 % beitragen kann, wird diese Maßnahme an sich nicht ausreichen, um die allgemeinen Kunststoff-Sammelziele zu erreichen. Neben Verbesserungen bei Sortiertiefe und Verwertungseffizienz ist dabei auch die Steigerung der Sammelmenge von zentraler Bedeutung. Obwohl die meisten Menschen Abfalltrennung und den Beitrag zum Klimaschutz als sehr wichtig erachten, bleibt die richtige Umsetzung doch oft eine Herausforderung. Die Gründe für die Lücke zwischen angegebenem und tatsächlichem Verhalten hat eine Vielzahl von Ursachen. Regelmäßig in der Literatur

genannt wird dabei neben dem bequemen Zugang zur Sammelinfrastruktur auch die Voraussetzung, genau zu wissen, wie, wo und vor allem warum man Abfall korrekt trennen sollte.

Ein, von den Unternehmen Saubermacher AG und Altstoff Recycling Austria AG im Jahr 2021, durchgeführtes Pilotprojekt hat gezeigt, dass durch gezielte Anreize Fehlwürfe vermieden werden können. Durch Scannen eines eindeutigen Codes auf der Verpackung und eines Codes auf dem dazu passenden Abfallbehälter mittels App konnten Nutzerinnen und Nutzer Punkte sammeln und diese bei lokalen Händlern gegen Prämien tauschen konnten. Im Ergebnis ging der Anteil an fälschlich im Restmüll entsorgten Kunststoffflaschen im betrachteten Zeitraum um rund 22 Masse-% zurück.
Die, im Anschluss an das Pilotprojekt, weiterentwickelte Digi-Cycle App unterstützt Konsumentinnen und Konsumenten dabei, Verpackungen und andere Reststoffe richtig zu trennen und korrekt zu entsorgen. Im ersten Schritt mit einem Recycling Guide: Mittels Scans des EAN-Codes auf Verpackungen werden spezifische und regionsabhängige Trenninformationen und nächstgelegene Sammelstellen angezeigt. Darauf aufbauend wird durch gezielte Belohnungen für Recycling-Aktionen umweltfreundliches Verhalten belohnt um die Sammelmengen zu steigern.

LITERATUR

Altstoff Recycing Austria, Martina Jakob. (2021). *Recycling für Österreich.* Von https://www.wko.at/service/netzwerke/nachh-ws-211215-kreislaufwirtschaft-ara.pdf abgerufen

Altstoff Recycling Austria AG. (2019). *Rohstoff Kunststoff, Ressourcen und Kreislaufwirtschaft neu denken. Und machen.* Wien.

Broom, D. (2019). *Rome's trash-for-tickets scheme is a shot in the arm for recycling plastic bottles*. Von https://www.weforum.org/agenda/2019/08/rome-recycling-plastic-bottles-subway-fare/ abgerufen

die Niederösterreichischen Umweltverbände. (2019). *Restmüllanalyse 2018/2019*. Von https://www.umweltverbaende.at/?dok_id=36407&vb=&kat=24 abgerufen

Europäisches Parlament. (2019). *Richtlinie (EU 2019/904 des europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt*. Von https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904 abgerufen

Gangl, K., Spitzer, F., & Walter, A. (2022). *Abfalltrennung und Littering im öffentlichen Raum: Ein verhaltensökonomisches Feldexperiment.* Wien: Institut für höhere Studien Wien.

Gibovic, D., & Bikfalvi, A. (2021). *Incentives for Plastic Recycling: How to Engange Citizens in Active Collection. Emprical Evidence from Spain*. Von https://www.mdpi.com/2313-4321/6/2/29/htm abgerufen

Int. Consumer Research & Testing, the Europ. Consumer Organisation. (2021). *Sustainability Survey: Consumer sustainable behavior index (CSBI).*

K., Johansson. (2016). *Understanding recycling behavior: a study of motivational factors behind waste recycling.* Von https://www.witpress.com/Secure/elibrary/papers/WM16/WM16036FU1.pdf abgerufen

Kantar GmbH im Auftrag der dualen Systeme. (2020). *NEUE MÜLLTRENNUNGSSTUDIE: DIE DEUTSCHEN BRAUCHEN NACHHILFE IM MÜLLTRENNEN*. Von https://www.bvse.de/recycling/recycling-nachrichten/6553-neue-muelltrennungsstudie-die-deutschen-brauchen-nachhilfe-im-muelltrennen.html abgerufen

Loasana, N. (2019). *From trash to gold: Big brands offer rewards to recyclers*. Von https://www.thejakartapost.com/news/2019/11/04/from-trash-to-gold-big-brands-offer-rewards-to-recyclers.html abgerufen

SUEZ Deutschland. (2019). *Vorurteile Hauptgrund für Trennmüdigkeit*. Von https://www.bvse.de/recycling/recycling-nachrichten/5523-vorurteile-hauptgrund-fuer-trennmuedigkeit.html abgerufen

Technisches Büro für Umweltschutz TBU. (2019). *Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/2019.* Innsbruck.

Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe. (2021). *Unter 30-Jährige haben Aufholbedarf bei Mülltrennung*. Von https://www.voeb.at/fileadmin/user_upload/voeeb.at/Intern/2021/CL_PA_Aufholbedarf_bei_unter_30Jaehrigen_260821.pdf abgerufen

Kundenorientierung durch Digitalisierung & Nachhaltigkeit – Erfahrungsberichte kommunaler Betriebe

H.-J. Dornbusch[1]
[1)] INFA – Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH, Geschäftsführer, Ahlen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Welt befindet sich im Wandel. Zukunftsforscher*innen definieren Megatrends, aus denen sich verschiedenste Veränderungen und Entwicklungen für die Gesellschaft ableiten lassen. Zudem beschäftigen die Themen Klimawandel, Nachhaltigkeit und Digitalisierung aktuell auch viele kommunale Betriebe mit den Kernaufgaben Abfallwirtschaft und Stadtreinigung. Im Zusammenspiel der Themen ist festzustellen, dass sich viele Betriebe der Branche derzeit intensiver der Ausrichtung der Dienstleistung auf den sogenannten Kund*innen oder Dienstleistungsempfänger*innen beschäftigen. Die Digitalisierung beispielsweise bietet hier eine Vielzahl von neuen Möglichkeiten zur verbesserten Kund*innenorientierung. Dieser Textbeitrag soll einen Erfahrungsbericht aus Deutschland über die aktuelle Situation geben. Er speist sich aus Best-Practice-Beispielen der Branche, die sich für die INFA GmbH aus bundesweit verschiedenen Erfahrungsaustauschrunden kommunaler Betriebe als auch aus konkreten Projekten der Managementberatung ableiten lassen.

1 EINLEITUNG

Viele Jahre standen in der deutschen Branche der Abfallwirtschaft und Stadtreinigung rein wirtschaftliche Zielsetzungen im Fokus. Reinigungs- und Abfallsammeltouren wurden überplant und immer effizienter ausgestaltet, mit dem Ziel, die Kosten zu senken oder zu stabilisieren. In den letzten Jahren rückten zudem weitergehende Aspekte wie Qualität der Leistungserbringung, Individualisierung bzw. Bedarfsorientierung des Angebotes / der Dienstleistung sowie die Thematiken Klimawandel und Digitalisierung zunehmend in den Fokus der Betriebe und ziehen, im weitesten Sinne, die Klammer um die bekannten Nachhaltigkeitsthemen Ökonomie, Ökologie, Soziales. Einhergehend mit ableitbaren und bereits erkennbaren Einflüssen durch die von Zukunftsforscher*innen definierten Megatrends und den vorher genannten Aspekten, zeigt sich in der Branche eine zunehmende Ausrichtung an den Wünschen und Bedürfnissen der Kund*innen, nachfolgend zusammenfassend mit dem Synonym Kund*innenorientierung beschrieben.

Der nachfolgende Beitrag zum oben genannten Titel soll einen Erfahrungsbericht aus Deutschland über die aktuelle Situation geben und konkrete Praxisbeispiele für eine zunehmende Kundenorientierung benennen. Diese Veröffentlichung gliedert sich hierbei in die Themenschwerpunkte

- Neue Dienstleistungsangebote durch Digitalisierung
- Mehr Bedarfsorientierung bei den Leistungsangeboten
- Klimaneutrale Angebote
- Steuerungsverantwortung in der Stadtreinigung in einer Hand

Im Fachvortrag im Rahmen der Konferenz werden zudem weitergehende Aspekte angesprochen.

2 NEUE DIENSTLEISTUNGSANGEBOTE DURCH DIGITALISIERUNG

Viele Betriebe beschäftigen sich derzeit mit den Möglichkeiten der Digitalisierung. Im ersten Schritt erfolgt die Überführung der vielerorts noch analogen Datenerfassung durch eine verbesserte digitale Datenhaltung (z. B. Ist-Stunden-/Auftragserfassung). Erster positiver Effekt hieraus ist eine stärkere innerbetriebliche Vernetzung und eine schnellere Verfügbarkeit der Daten. Daraus lassen sich neue digitale Angebote für Kund*innen generieren. Ein Beispiel: ein fehlbefüllter

Abfallbehälter wird durch die Abfallsammelkolonne nicht geleert und im digitalen System (Tablet am/im Fahrzeug) gekennzeichnet sowie zusätzlich durch ein Foto dokumentiert. Sollte sich der Kunde/die Kundin im Callcenter des Betriebes zeitnah melden und die Nichterbringung der Behälterleerung monieren, stehen dem Kund*innenservice diese Informationen in Echtzeit zur Verfügung und der Fall kann besser mit dem Kunden/der Kundin geklärt werden. Dies hätte im analogen Prozess einen wesentlich zeitintensiveren Verlauf zur Folge.

Nachfolgend sind auszugsweise Beispiele für digitale Angebote genannt, die in Deutschland nach und nach Einzug in der Branche erhalten:

- Informations-/Erinnerungs-Apps (z. B. für Öffnungszeiten am Wertstoffhof, Abholtermine etc.) und Melde-Apps (z. B. für illegale Müllablagerungen im öffentlichen Raum) für die Bürgerinnen und Bürger (Beispiel: Stadtreinigung Dresden)
- Chatbots (textbasiertes Dialogsystem) für FAQ über die Homepage (Stadtreinigung Hamburg)
- 24/7-Angebot für Sperrmüllanmeldungen mittels Eingabeformular auf der Internetpräsenz (z. B. inkl. direkter Terminvergabe und e-Payment-Funktion) (Beispiel Entsorgung Herne)
- 24/7-Containerdienstbestellung (Beispiel Stadtservice Offenbach)
- Digitale Angebot am Wertstoffhof
    - Wartezeiten-Anzeige am Wertstoffhof (Beispiel Wirtschaftsbetriebe Duisburg)
    - Virtueller 3D-Rundgang über den Wertstoffhof mit Informationen zu den angenommenen Fraktionen (Beispiel Wirtschaftsbetriebe Duisburg)
- Kundenportale (passwortgeschützter Zugang zur zentralen Vorhaltung der persönlichen Daten, online-Zugriff auf Gebührenbescheiden etc.) (Beispiel Berliner Stadtreinigung)

Die nachfolgende Abbildung zeigt das Ergebnis einer aktuellen Umfrage des VKU (Verband kommunaler Unternehmen e.V.) bei deutschen Stadtreinigungsunternehmen zu Digitalen Leistungen, veröffentlicht in der VKU Information 106 „Stadtreinigung 2020“.

DIGITALE LEISTUNGEN UND ANGEBOTE FÜR DIE KUNDEN

2020	kleine Städte	mittelgroße Städte	große Städte	Städte gesamt
Angaben zu digitalen Leistungen				
Anzahl Nennungen (Bezugsbasis)	*16*	*21*	*10*	*47*
Intern genutzte digitale Leistungen (Mehrfachnennung möglich)				
Homepage: Downloadfunktion für Formulare (z.B. zum Ausdrucken etc.)	50%	86%	80%	72%
Melde-App (Meldefunktion besondere Verschmutzungen, wilde Abfallablagerungen etc.)	81%	57%	100%	74%
Kunden-/Bürgerportal mit passwortgeschütztem Zugang (Bereitstellung Gebührenbescheide etc.)	0%	5%	10%	4%
Präsenz in sozialen Medien (Facebook, Twitter etc.)	56%	43%	80%	55%
Chatbots (textbasiertes Dialogsystem zum chatten mit einem technischen System; z.B. zur Beantwortung einfacher Fragen etc.)	6%	0%	10%	4%

Abb. 1: Digitale Leistungen für Kund*innen (VKU Information 106)

Im Ergebnis zeigen sich unterschiedliche Verbreitungsgrade, je nach digitalem Angebot. Es wird ersichtlich, dass insbesondere die großen Städte (in der Studie definiert ab 300.000 Einwohner*innen) hier einen deutlich höheren Digitalisierungsgrad ausweisen.

Anzumerken ist an dieser Stelle, dass es in einer gewissen Übergangsphase sowohl analoge als auch digitale Angebote bei den kommunalen Dienstleistern parallel geben wird (Beispiel: Annahme Sperrmüllabholtermine per Telefon und per Internet-Formular). Wir sind uns aber sicher, dass sich digitale Angebote zunehmend in der zukünftigen Mehrheit der Kunde*innen (der Digital-Natives) durchsetzen werden.

3 MEHR BEDARFSORIENTIERUNG BEI DEN LEISTUNGSANGEBOTEN

Das Megatrendthema „Individualisierung“ gewinnt bereits Einfluss auf die Dienstleistungen der Abfallwirtschaft und Stadtreinigung. Viele Bürgerinnen und Bürger wünschen sich eine höhere Flexibilität bei der Inanspruchnahme der Dienstleistungen.

Erste Angebote sind bereits in der Abfallwirtschaft erkennbar:

- Wahlweise Inanspruchnahme von Vollserviceleistungen (verschiedenste Betriebe in Deutschland bieten Ihren Kund*innen Vollserviceleistungen (also das Heranholen des Abfallbehälters vom Grundstück, das Leeren und das Zurückstellen auf dem Grundstück) wahlweise an; dieses Angebot richtet sich unter anderem an „ältere“ Mitmenschen, für die beispielsweise das Händeln der Abfallgefäße eine sehr große Belastung bedeutet; viele Betriebe prognostizieren, dass die Inanspruchnahme aufgrund demografischer Entwicklungen (älter werdende Bevölkerung) steigen wird
- Wahl der Inanspruchnahme Sperrmüllabholung (Beispiel: Wirtschaftsbetriebe Duisburg)
  - Standard-Abfuhr (Betrieb bestimmt einen Abholtermin)
  - Wunschtermin (a. Kunde/Kundin wählt einen Termin aus einer Vorschlagsliste, b. Kunde/Kundin schlägt einen Termin vor)
  - Expresstermin (a. Abholung innerhalb von 2- 3 Tagen, b. Abholung am nächsten Tag, c. Abholung am selben Tag (Voraussetzung hier: Anmeldung bis 10.00 Uhr))
- Bedarfsorientierte Leerung der Abfall- und Wertstoffbehälter (Füllstandsmessung inkl. App zur Bestätigung des Leerungswillen => dieses System wurde mit wissenschaftlicher Begleitung in einer mittelgroßen Stadt im Ruhrgebiet getestet, ebenso im Einsatz durch die Firma Saubermacher in Österreich)
- Wertstoffhof 24/7 geöffnet (freie Zufahrt für registrierte Kund*innen => Beispiel Firma Provas, in Woyens/Dänemark)

In der Stadtreinigung und im Winterdienst lassen sich ebenfalls Tendenzen erkennen. In vielen deutschen Städte ist die Reinigungspflicht (das Reinigen öffentlicher Straßen und anderer Objekte wie Gehwege, Plätze etc., über eine Straßenreinigungssatzung geregelt. Erbringt in vielen Großstädten ein Stadtreinigungsbetrieb die Reinigung im gesamten Straßenraum, so ist in kleinen und mittelgroßen Städten die Reinigungspflicht der Gehwege (und in Teilbereichen auch die Fahrbahnreinigung) sowie die Winterwartung auf die Bürger*innen übertragen. Auch hier nimmt die demografische Entwicklung Einfluss. Viele Betriebe bieten Ihren Bürger*innen mittlerweile an, die Sommerreinigung und ggf. auch die Winterwartung der Gehwege gegen ein Entgelt zu übernehmen. Auch hier zeigt sich die zunehmende Kund*innenorientierung der Branche.

4 KLIMANEUTRALE ANGEBOTE

In der öffentlichen Diskussion mit Politik und Bürgerschaft steigt der Anspruch nach einer klimaneutraleren bzw. nachhaltigeren Dienstleistungserbringung. Hier wird vielerorts ein klares, transparentes Handeln von den Betrieben eingefordert. Diesbezüglich sind die Betriebe gezwungen, sich zunehmend mit der Dekarbonisierung der Fahrzeugflotte und weiteren Maßnahmen zur CO_2-Minimierung etc. auseinanderzusetzen und auch so der Kundenorientierung im weiteren Sinne gerecht zu werden.

Erste Betriebe denken aktuell darüber nach, Ihren umweltbewussten Kund*innen explizit „Klimaneutrale Dienstleistungen“ anzubieten.

5 STEUERUNGSVERANTWORTUNG BEI DER STADTSAUBERKEIT IN EINER HAND

Ein sauberes Stadtbild trägt u. a. entscheidend zum Sicherheitsgefühl der Bürgerinnen und Bürger in der Stadt/Kommune bei. Spricht man die Praktiker*innen aus den Kommunen auf diesen Sachverhalt an, so stellt man fest, dass auch hier das Anspruchsdenken zunehmend steigt, parallel aber auch eine steigende Nutzung des öffentlichen Raums festzustellen ist, einhergehend mit deutlich steigenden Verschmutzungssituationen. Erschwerend kommt hinzu, dass sich aus

verschiedensten Zuständigkeiten im öffentlichen Raum Schnittstellen ergeben, die eine konsequente, schnelle Herstellung einer gepflegten Situation im Stadtraum erschwert. Erste Betriebe in Deutschland setzen, mittels großer Kraftanstrengung im Abstimmungs-/Entscheidungsprozess erfolgreich Modelle mit einer klaren Steuerungsverantwortung für alle Aufgaben und Dienstleistung in der Stadtsauberkeit ein (Beispiel Stadtreinigung Hamburg). Letztendlich fördert dieser Ansatz im großen Maße die Transparenz und Kund*innenzufriedenheit in einer Stadt (und dient damit im weitesten Sinne auch der Kund*innenorientierung). Es gibt den einen Ansprechpartner für Sauberkeit, an den sich die Bürger*innen bei Fragen, Beschwerden und anderen Anliegen wenden kann.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Mehr Kund*innenorientierung wagen ist sicher eine hohe Messlatte für viele Betriebe der Branche. Dieser Vortrag soll u. a. durch bereits in der Praxis etablierte Beispiele Orientierung für „suchende“ kommunale Betriebe geben.

Aus Sicht der INFA GmbH zeigt sich aktuell ein deutliche Neuausrichtung der Betriebe der Branche. Standen vor einigen Jahren weitgehend „nur“ wirtschaftliche Ziele im Fokus, gewinnen Themen wie Klimawandel, Nachhaltigkeit und Digitalisierung sowie der Blick auf die sich ankündigende Megatrends an Bedeutung. Viele Betriebe lassen sich auf die Herausforderung der Veränderung ein und kreieren neue Angebote für die Kund*innen in Ihrer Stadt. Eine aus unserer Sicht interessante Auswahl an Beispielen ist in diesem Betrag benannt.

Wir dürfen gespannt bleiben, wie sich die Kund*innenorientierung durch weitergehende Entwicklungen durch Automatisierung, Einsatz von KI (Künstlicher Intelligenz), Einsatz autonom fahrender Geräte und Fahrzeuge, alternativer Antriebe etc. weiterentwickeln wird.

LITERATUR

VKU Information 106 – Stadtreinigung 2020, Berlin, Deutschland, Verband kommunaler Unternehmen e.V. (VKU)

XRT zur Sortierung von Leiterplatten für das Recycling mit Hilfe maschinellen Lernens

M. Firsching[1], S. Rüger[1], W. Benner[2], M. Vogelgesang[2], J. Leisner[1] & A. Ennen[1]
[1)] Fraunhofer IIS, Fraunhofer-Institut für Integrierte Schaltungen IIS, Entwicklungszentrum Röntgentechnik EZRT, Fürth, Deutschland
[2)] Fraunhofer IWKS, Fraunhofer-Einrichtung für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Recyclingprozess von Leiterplatten aus Elektro- und Elektronik-Altgeräten (engl. Waste Printed Circuit Boards, WPCB) kann der Wert kompletter WPCBs vor der eigentlichen metallurgischen Verwertung derzeit nur grob geschätzt werden. Insbesondere der Wert einer größeren Charge kann nur auf der Grundlage einiger Stichproben und visueller Prüfung extrapoliert werden, was zeitaufwendig und fehleranfällig ist. Wir stellen ein Verfahren zur automatischen Wertbestimmung von WPCBs auf Basis von Dual-Energy-Röntgenbildern (DE-XRT) vor. Diese Bilder werden vorverarbeitet und in ein tiefes neuronales Netzwerk eingespeist, das Komponenten wie ICs (Integrated Circuits), BGAs/PGAs (Ball Grid/Pin Grid Arrays), Tantalkondensatoren, Steckverbinder etc. erkennt. Das System berechnet den Wert jeder Komponente auf einer WPCB anhand eines mathematischen Modells, das auf Merkmalen wie Typ und Größe der Komponenten basiert. Dieses Modell zur Wertbestimmung kann flexibel an die Anforderungen des Anwenders angepasst werden. Im Gegensatz zu anderen Ansätzen wie visueller oder NIR-Bildgebung, zeigen die Röntgenbilder die Komponenten auf der WPCB unabhängig von der Ausrichtung der WPCB, d.h. sie können die Komponenten auf Vorder- und Rückseite gleichzeitig erkennen. Darüber hinaus ist XRT eine robustere Bildgebungstechnik, wenn es um die Anwendung in schmutzigen oder staubigen Umgebungen geht.

1 EINFÜHRUNG

Der reale Wert von Leiterplatten (WPCBs) aus Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) im Recycling ist sehr unterschiedlich, da der Gehalt an wertvollen Elementen (hauptsächlich Gold und Tantal) stark variiert. Im Recyclingprozess kann der Wert vollständiger WPCBs vor der eigentlichen metallurgischen Rückgewinnung derzeit nur grob geschätzt werden. Insbesondere der Wert einer größeren Charge kann nur auf der Grundlage einiger Stichproben und der visuellen Prüfung durch menschliche Experten extrapoliert werden, was zeitaufwendig und fehleranfällig ist. Diese Situation ist sowohl für Käufer als auch für Verkäufer von WPCBs unbefriedigend. Eine vollautomatische Bewertung und, falls gewünscht, Sortierung der WPCBs ist daher erstrebenswert.
Es existieren erste wissenschaftliche Veröffentlichungen zur Erkennung von Komponenten auf Leiterplatten (Mallaiyan et al. 2021) und zur Wertbestimmung von WPCBs (de Silva et al. 2021). Beide Ansätze nutzen hierfür Kamerabilder der (W)PCBs im visuellen Spektrum. Bei Verwendung von Bildern, die auf sichtbarem Licht basieren, kann jeweils nur eine Seite gleichzeitig analysiert werden, d.h. bei einer automatischen Bildaufnahme, beispielsweise auf einem Förderband, muss dafür gesorgt werden, dass die Seite, auf der die Komponenten liegen, auch sichtbar ist. Für Leiterplatten, die beidseitig mit Komponenten bestückt sind, liegen in jedem Fall nur unvollständige Informationen für eine Bewertung vor. Diese Einschränkung gilt auch für alle anderen Bildgebungsverfahren, bei denen eine Art von Strahlung verwendet wird, die das Objekt nicht durchdringt, sondern nur ein Bild der Oberfläche liefert (Auflichtbildgebung). Beispiele hierfür sind unter anderem Nahinfrarot, Ultraviolett und Terahertz.
In dieser Arbeit hingegen wird ein Ansatz vorgestellt, der Röntgentechnik (Durchstrahlungsbildgebung) verwendet und erläutert unsere Methode für die Wertbestimmung von Leiterplatten.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Eine vollautomatische Bewertung der Leiterplatten wird mit einem zweistufigen Modellansatz (vgl. Abb. 1) realisiert, der die Dual-Energy-Röntgentransmission (DE-XRT) Messdaten aufgreift und verarbeitet. Im ersten Schritt werden die Eingangsdaten mittels eines künstlichen tiefen neuronalen Netzwerks verarbeitet, das Komponenten auf der zugrundeliegenden Leiterplatte detektiert. Im zweiten Schritt werden die Detektionsergebnisse durch ein mathematisches Modell, für die Bestimmung des Leiterplattenwertes, weiterverarbeitet.

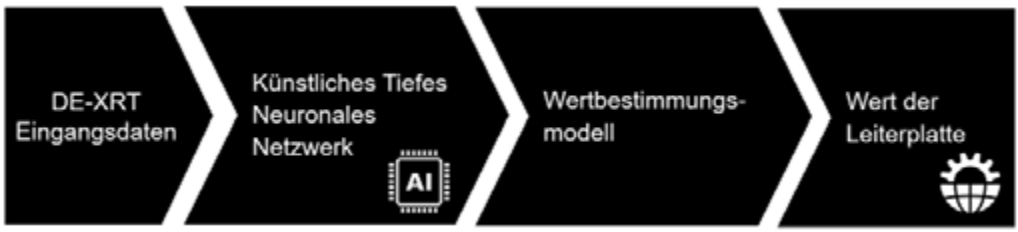


Abb. 1: Ablaufschema der Wertbestimmung von Leiterplatten anhand DE-XRT-Aufnahmen

Im Folgenden werden die zugrundeliegenden Messverfahren der Röntgentechnik und der chemischen Analyse erläutert. Im Weiteren wird die verwendete Datenbasis vorgestellt und die beiden Modelle näher beschrieben.

2.1 Röntgen-Messungen

Die Leiterplatten wurden am Laboraufbau des Fraunhofer EZRT mit einem Förderband und einer Röntgenzeilenkamera mit einer Bandgeschwindigkeit von 0,45 m/s gescannt. Die Röntgenbilder wurden dabei mit dem Detektor Hamamatsu C10800 dual energy mit 0,4 mm Pixel Pitch mit einer Beschleunigungsspannung der Röntgenröhre von 100 kV und 15 mA Röhrenstrom einer Comet MXR225/HP11-Röntgenröhre durchgeführt. Es wurden insgesamt 104 Leiterplatten in gemischter Bestückung (also sowohl einseitig als auch beidseitig bestückt) aufgenommen. Obwohl es für die Röntgenaufnahmen grundsätzlich keine Rolle spielt, welche Seite der Leiterplatte oben liegt, gibt es auf Grund unterschiedlicher geometrischer Abbildung im divergenten Röntgenstrahl doch kleine Unterschiede. Daher wurden die Leiterplatten zur Erweiterung der Datenbasis von beiden Seiten aufgenommen.

2.2 Analyse der Elementgehalte

Der Wert einer Leiterplatte für das Recycling bestimmt sich aus dem Gehalt der darin enthaltenen Elemente, die durch entsprechende Prozesse zurückgewonnen werden können (abzüglich der dazu notwendigen Aufwände). Um im hier vorgestellten Ansatz diesen Wert aus den Einzelkomponenten bestimmen zu können, ist eine fundierte Aussage über den Wert der Einzelkomponenten nötig. Hierzu werden Vertreter der relevanten wertsteigernden und -mindernden Komponenten einer chemischen Elementanalyse unterzogen. Für die Bestimmung der vor allem interessanten metallischen Elementgehalte in den vorliegenden geringen Konzentrationen wird die Methode der optischen Emissionspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) verwendet. Zunächst werden verschiedene Klassen von Komponenten definiert, von denen ein erhöhter Gehalt an werthaltigen Elementen erwartet wird. Hierzu zählen insbesondere Gold und Tantal, wovon Ersteres vor allem in Form von Bonddrähten zur Verbindung von integrierten Schaltkreisen oder Halbleitern oder zur Beschichtung von Kontakten gegen Korrosion und zur besseren Bondbarkeit eingesetzt wird. Tantal wiederum findet vor allem Einsatz als Anode in Kondensatoren. Aus diesen Anwendungsfällen ergeben sich die näher analysierten Klassen zu integrierten Schaltkreisen, Steckverbindungen und Tantal-Elektrolytkondensatoren, wovon aus den integrierten Schaltkreisen die großen Prozessorchips mit Pin-Grid- oder Ball-Grid-Array-Verbindung noch einmal getrennt analysiert werden.

Im nächsten Schritt wird für die Analyse eine Auswahl an Komponenten aus den verschiedenen Klassen getroffen, die eine möglichst große Vielfalt der vorliegenden Modelle repräsentieren. Zur Analysevorbereitung werden die Komponenten manuell von den Leiterplatten entfernt und anschließend pyrolytisch behandelt, um die metallischen Bestandteile für den weiteren Aufschluss aus organischen Matrizes und Kunststoffgehäusen freizulegen. Anschließend erfolgt ein Königswasseraufschluss, bevor die Analyse mittels ICP-OES erfolgen kann.

2.3 Datenbasis

Für den Detektionserfolg der Leiterplattenkomponenten ist der für das Training verwendete Datensatz entscheidend. Darin müssen repräsentative Beispiele für die zu verarbeitenden Eingangssignale sowie eine Aussage (Annotation) über die darin zu erkennende Grundwahrheit vorhanden sein. Auf Basis dieser Zusammenhänge zwischen den Daten und ihrer Annotation lernt das neuronale Netz, die relevanten Komponenten auf den Leiterplatten zu detektieren. Die verwendete Datenbasis besteht aus 104 Leiterplatten, von denen 77 einseitig und 27 beidseitig mit Bauelementen bestückt sind oder Bauelemente von weiteren (z. B. Kühlkörpern) verdeckt werden. Alle Leiterplatten wurden wie in Kapitel 2.1 beschrieben aufgenommen und deren Vorder- und Rückseite jeweils einzeln gemessen.
Zu jeder DE-XRT Aufnahme existieren Annotationen, die aus Informationen über die Bauelemente selbst und deren Position auf der Leiterplatte bestehen. Es wurden folgende Bauelemente bezogen auf ihren Materialwert, der aus der chemischen Analyse hervorgeht, hin klassifiziert. Die Klassen der Bauelemente beinhalten: ICs (engl. Integrated Circuits = Integrierte Schaltkreise), BGAs/PGAs (Ball Grid Arrays / Pin Grid Arrays = spez. Gehäuseform von ICs, etwa für große Prozessoren), TCs (engl. Tantalum Capacitor = Tantalkondensatoren) und C (engl. Connector = Steckverbinder). Die annotierte Anzahl der Bauelementklassen unserer Datenbasis ist in Tab. 1 ersichtlich.

Tab. 1: Anzahl der klassifizierten Bauelemente auf 104 Leiterplatten (WPCBs)

	IC	**BGA/PGA**	**TC**	**C**	**Gesamt**
Anzahl	1893	66	903	523	3385

Abb. 2 zeigt eine Röntgenaufnahme einer beidseitig bestückten Leiterplatte und die annotierten Bauelementklassen sowie deren Positionen.

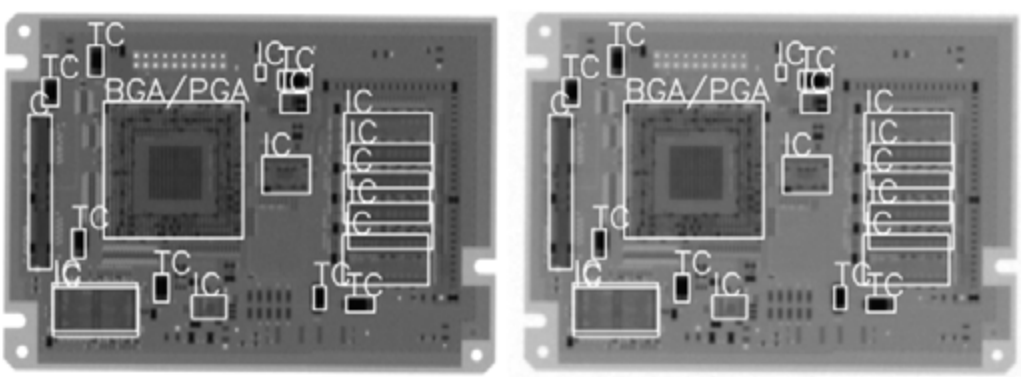


Abb. 2: Veranschaulichung der klassifizierten Bauelemente und deren Regionen, gezeigt anhand der beiden Energiekanäle der DE-XRT Röntgenaufnahme und weißer Rahmen, die die Region von Interesse eines Bauelements markieren

2.4 Deep Learning Modell

In der Vergangenheit konnten die Grenzen des maschinellen Lernens durch den Teilbereich, das Deep Learning (DL), überwunden werden und die Vorhersagekraft über verschiedene Fragestellungen hinweg verbessert werden. Für die Lokalisation und Klassifizierung von Komponenten auf

WPCBs eignet sich der Einsatz von sogenannten Objekt-Detektions-Netzen aus dem DL. In dieser Arbeit wurde sich auf die Integration des YOLO (You Only Look Once) Ansatzes fokussiert, der sich durch seine Vorhersagegeschwindigkeit und -güte in der Literatur für optische Bilddaten auszeichnet (Redmon et al. 2016; Bochkovskiy et al. 2020).
In dem YOLO-Ansatz ist die Objekt-Detektions-Aufgabe als ein Regressionsproblem für die räumliche Zuweisung relevanter Regionen formuliert, die resultierenden Rahmen (engl. Bounding Boxes) erhalten zusätzliche durch einen Klassifikationsteil des Ansatzes ihre Klassenwahrscheinlichkeitszuweisung. Dies ist durch ein einziges tiefes neuronales Netzwerk realisiert, das Bounding-Box-Koordinaten und deren Klassifizierung direkt aus dem Eingabebild vorhersagt. Die Verwendung einer Single-Shot-Architektur ist nicht nur für die Vorhersagegeschwindigkeit bei der Objekterkennung von Vorteil, sondern stellt auch sicher, dass das gesamte Modell während des Trainings kontextbezogene Merkmale der Klassen und deren Aussehen erlernen kann (Firsching et al. 2022).

2.5 Wertbestimmungsmodell

Das oben beschriebene Deep Learning Modell detektiert die genannten Komponenten und klassifiziert sie, d.h. zu jeder Leiterplatte wird eine Liste von Komponenten mit Typ und Position, aus der sich auch die Größe bestimmen lässt, auf der Leiterplatte erzeugt. Aus der Analyse der Elementgehalte (Kapitel 2.2) ist der mittlere Gehalt an relevanten Elementen pro Komponentenklasse bekannt. Mithilfe eines Wertbestimmungsmodells kann nun auf Basis der detektierten Komponenten der spezifische Wert einer Leiterplatte für das Recycling bestimmt werden. Dabei kann das Wertbestimmungsmodell parametrisiert werden und so auf die Bedürfnisse des jeweiligen Nutzers angepasst werden. Diese Parameter können beispielsweise mit Werten wie aktuellen Rohstoffpreisen oder der Ausbeute von nachfolgenden Prozessschritten verknüpft sein. Durch diesen Ansatz ist das Wertbestimmungsmodell sehr flexibel auf die Anforderungen in unterschiedlichen Anwendungsumgebungen anzupassen.

Eine mögliche Umsetzung des Wertbestimmungsmodells ist, den Komponenten einer Klasse einen mittleren Wert zuzuordnen und darüber zu summieren, um den monetären Wert der WPCB zu bestimmen. Hierfür wurde der Probensatz per ICP-OES analysiert und der mittlere Goldgehalt der Komponenten der Klassen IC, BGA/PGA und Steckverbinder (C) ermittelt. Pro Stück ergaben sich für ICs 0,457 mg, für BGAs/PGAs 4,71 mg und für Steckverbinder 0,914 mg. Bei einem aktuellen Goldwert (Juni 2022) von 1750 € pro Feinunze (31,1 g), also 5,63 ct pro mg, ergibt dies einen mittleren Wert von 2,6 ct pro IC, 26,5 ct pro BGA/PGA und 5,1 ct pro Steckverbinder. Die mittlere Masse der TCs war 767 mg, was bei einem Marktpreis von ca. 25 €/kg im Oktober 2021 für Tantalkondensatoren (Sauer 2022) zu einem mittleren Preis vom 1,9 ct pro TC führt.

3 ERGEBNISSE

Für eine unabhängige Auswertung der Modellleistung wird eine Teilmenge, der sogenannte Testsatz, der 104 Leiterplatten mit dem finalen DL Modell bewertet. Das finale DL Modell wurde in vorherigen Schritten mittels der verbleibenden Datenmengen (dem Trainings- und Validierungssatz) trainiert und der „Lern"-Fortschritt validiert, um eine Überanpassung an die Trainingsdaten zu vermeiden und eine optimierte Modellleistung zu gewährleisteten. Wir verwenden für die Bewertung der Modelleistung das F_1-Maß, das dem harmonischen Mittel zwischen Precision und Recall entspricht.

$$\text{Precision} = \frac{\text{TP}}{\text{TP+FP}} \;;\; \text{Recall} = \frac{\text{TP}}{\text{TP+FN}} \;;\; \text{F}_1 = 2\,\frac{\text{Precision}*\text{Recall}}{\text{Precision+Recall}} \tag{1}$$

Dabei stellt eine Richtig Positive (TP) eine korrekte Modellvorhersage einer Bauelementklasse und deren Lokalisation dar. Die Falsch Positive (FP) Vorhersage drückt eine falsche Lokalisation einer Bauelementklasse auf der Leiterplatte aus und die Falsch Negative (FN) bezieht sich auf Bauelemente, die von dem DL Modell nicht oder inkorrekt vorhergesagt wurden.
In Tab. 2 ist die tatsächliche Anzahl der einzelnen Komponenten und die Vorhersage des DL Modelles gezeigt. Des Weiteren sind die Ergebnisse der vorgestellten Bewertungsmaße und die

Verrechnung der Detektionsergebnisse mit dem parametrisierten Wertbestimmungsmodell aus Kapitel 2.5 aufgeführt. Die berechneten Werte für den kompletten Testdatensatz stimmen ebenfalls gut mit dem Zielwert auf Basis der annotierten Komponenten überein.

Tab. 2: Der obere Teil der Tabelle zeigt die Konfusionsmatrix der Testergebnisse des Deep Learning Modells. Anhand dieser wurden die Bewertungsmaße ermittelt (mittlerer Teil) und mit Hilfe des parametrisierten Bewertungsmodells der monetäre Wert des Testsatzes berechnet (letzter Teil der Tabelle)

		Tatsächlich (wahr)				
		IC	TC	C	BGA/PGA	Hintergrund
Vorhersage	IC	165				23
	TC	1	93			14
	C	4		33		14
	BGA/PGA	1			8	2
	Hintergrund	45	41	17		
	Recall	76 %	69 %	66 %	100 %	
	Precision	88 %	86 %	65 %	73 %	
	F_1	82 %	77 %	65 %	84 %	
	Analysierter mittlerer Wert je Komponente	2,6 ct	1,9 ct	5,1 ct	26,5 ct	
	Zielwert des kompletten Testdatensatzes	5,62 €	2,55 €	2,55 €	2,12 €	
	Vorhersagewert des kompletten Testdatensatzes	4,89 €	2,05 €	2,60 €	2,92 €	

Abb. 3 zeigt die Leiterplatten ID 005 (links) und ID 047 (rechts). ID 005 ist beidseitig bestückt. Daher überlappen die ICs und BGAs/PGAs im Röntgentransmissionsbild zum Teil. Die annotierten Komponenten (Grundwahrheit) sind als weiße Rahmen eingezeichnet, die vom Deep Learning Modell detektierten Komponenten sind weiß gestrichelt markiert. In den überlappenden Bereichen werden nicht alle Komponenten erkannt, auf der rechten Seite werden von den fünf IC drei erkannt, an anderer Stelle wird ebenfalls ein IC nicht erkannt. Der eine große BGA/PGA wird fälschlich als zwei überlappende BGAs/PGAs erkannt, Steckverbinder (C) und Tantalkondensatoren (TC) werden alle richtig erkannt. Im Beispiel der Leiterplatte ID 047, die keine überlappenden Komponenten hat, werden alle Komponenten korrekt erkannt und auch keine überzähligen Komponenten fälschlicherweise erkannt.

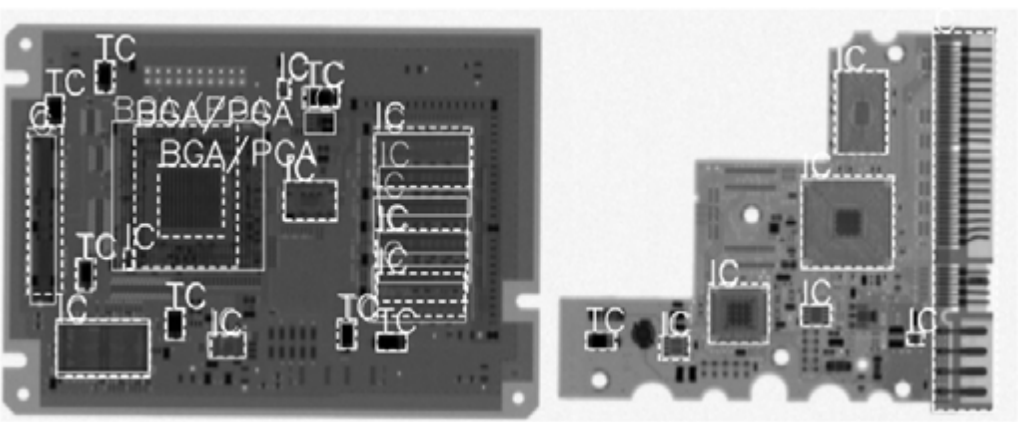


Abb. 3: Leiterplatten ID 005 (links) und ID 047 (rechts), die annotierten Komponenten (Grundwahrheit) sind als weiße Rahmen eingezeichnet, die vom Deep Learning Modell detektierten Komponenten sind weiß gestrichelt

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Trotz des relativen geringen Umfangs des Trainingsdatensatzes zeigte das Objekterkennungsmodell eine gute Detektionsleistung der Komponenten. Das F_1-Maß für die Detektion der vier Komponentenklassen auf gemischt bestückten Leiterplatten (sowohl einseitig als auch beidseitig bestückte Leiterplatten) war 82 % für ICs, 77 % für TCs, 65 % für Cs und 84 % für BGAs/PGAs. Auf Basis der Objekterkennung wurde ein Wertbestimmungsmodel eingeführt, das den monetären Wert jeder gescannten Leiterplatte vorhersagt. Zukünftig ist geplant, eine Abschätzung der Massen der Leiterplatten einzubeziehen, um zusätzlich zur enthaltenen Menge auch eine Konzentration der Zielelemente bestimmen zu können.

Durch die flexible Implementierung des Wertbestimmungsmodells ist es ebenfalls denkbar und angestrebt, eine Bewertung der Leiterplatten mit Hilfe andere Bewertungskriterien vorzunehmen und beispielsweise weitere Elemente von Interesse einzubeziehen. Außerdem kann das Wertbestimmungsmodel auch leicht durch ein abstrakteres Bewertungsmodell ausgetauscht werden. Dies ermöglicht eine Sortierung der Leiterplatten, die optimal auf jeden Anwendungsfall angepasst werden kann.

LITERATUR

Bochkovskiy, A., Wang, C.-Y., Liao, H.-Y. (2020) Yolov4: Optimal speed and accuracy of object detection. Von https://arxiv.org/abs/2004.10934 abgerufen.

Firsching, M., Rüger, S., Benner, W., Vogelgesang, M., Ennen, A. (2022) Material Value Estimation for Recycling of Waste Printed Circuit Boards by a Deep-Learning assisted Approach on X-ray images, 9th Sensor Based Sorting & Control 2022, pp 161-178, Aachen, Germany. doi: 10.2370/9783844085457.

Mallaiyan Sathiaseelan, M., Paradis, O., Taheri, S., Asadizanjani, N. (2021) Why Is Deep Learning Challenging for Printed Circuit Board (PCB) Component Recognition and How Can We Address It? 5(9). doi:https://doi.org/10.3390/cryptography5010009.

Redmon, J., Divvala, S., Girshick, R., Farhadi, A. (2016) You only look once: Unified, real-time object detection. Paper presented at the Proceedings of the IEEE conference on computer vision and pattern recognition.

Sauer, Fl. (2022, January 24) [personal communication]. MAIREC Edelmetallgesellschaft mbH.

Silva, L. H. de S., Júnior, A. A. F., Azevedo, G. O. A., Oliveira, Se. C., Fernandes, Bruno. J. T. (2021) Estimating Recycling Return of Integrated Circuits Using Computer Vision on Printed Circuit Boards. Applied Sciences, 11(6), 2808. doi:10.3390/app11062808.

Sensorgestützte Charakterisierung von Bauschutt bei hohen Belegungsdichten mittels Deep Learning

F. Kronenwett[1], G. Maier[1], N. Leiss[2], R. Gruna[1], V. Thome[2] & T. Längle[1]
[1)] Fraunhofer IOSB, Institut für Optronik, Systemtechnik und Bildauswertung, Karlsruhe, Deutschland
[2)] Fraunhofer IBP, Institut für Bauphysik, Holzkirchen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die zuverlässige Charakterisierung von Bauschutt bildet die Grundlage zur sensorgestützten Stoffstromüberwachung und Schüttgutsortierung. Ausgehend von Farbaufnahmen von Ziegel- und Kalksandsteinpartikeln werden verschiedene Deep Learning Architekturen zur Objektdetektion (Faster R-CNN, YOLOv3, SSD) hinsichtlich der Eignung für den spezifischen Einsatz in der Bauschuttcharakterisierung untersucht. Im Fokus der Untersuchungen steht die Detektionsleistung bei zunehmender Partikelüberlappung aufgrund verschiedener Belegungsdichten. Für das Training werden synthetisch erzeugte Bilder generiert, um aufwendiges Annotieren zu vermeiden. Der anschließende Transfer und Test auf realen Aufnahmen zeigen die generelle Eignung der Verfahren sowie die Vor- und Nachteile der jeweiligen Architekturen.

1 EINLEITUNG

Der Bausektor gehört zu den ressourcenintensivsten Wirtschaftssektoren. Der Bestand an Gebäuden und Infrastrukturen ist mit rund 28 Milliarden Tonnen (Stand 2010) inzwischen ein bedeutendes, menschengemachtes Rohstofflager, das nach Nutzungsende wieder dem Recycling zugeführt werden kann (Umweltbundesamt 2021). Bauabfälle fallen dann als Bauschutt, Straßenaufbruch, Boden und Steine sowie als Baustellenabfälle an. Im Jahr 2018 waren die mineralischen Bauabfälle einschließlich des Bodenaushubs – also Böden und Steine – mit 218,8 Millionen Tonnen (Mio. t) die mengenmäßig wichtigste Abfallgruppe in Deutschland. 59,8 Mio. t von den mineralischen Bauabfällen waren Bauschutt. Davon konnten 46,6 Mio. t (77,9 %) recycelt werden, weitere 9,6 Mio. t (16,0 %) wurden etwa in Deponien verbaut oder verfüllt. Die restlichen 3,6 Mio. t (6,1 %) wurden auf Deponien beseitigt.
Bei der Verwertung von Bauschutt gibt es jedoch trotz der hohen Recyclingquoten drei wesentliche Probleme. Erstens entspricht die Qualität der Recycling (RC)-Materialien oft nicht denen der Primärrohstoffe, weshalb diese häufig eine Anwendung in niederwertigen Verwendungsmaßnahmen wie der Deponierung oder der Verfüllung Einsatz finden. Zweitens verhindert die stark heterogene Zusammensetzung von Bauschutt ebenfalls eine hochwertige Verwendung. Drittens enthält Bauschutt Schadstoffe, die den Einsatz in vielen Bereichen ausschließt. So wird aktuell bei den Bauabfällen auf Gipsbasis mit über 50 % der Großteil auf Deponien entsorgt (Umweltbundesamt 2021).
Aufgrund der dargestellten Herausforderungen ist für die Wiederverwendung von Bauschutt für hochwertige Anwendungen eine Charakterisierung und sortenreine Trennung der Bauschuttbestandteile sowie eine effiziente Bauschuttsortierung von großer Bedeutung. Sensorgestützte Sortierverfahren haben dabei das Potential, Lösungen für die Erzielung einer echten Kreislaufwirtschaft durch eine sortenreine Sortierung von Bauschutt in definierte Zielfraktionen zu erzielen. Hierfür müssen die enthaltenen Bestandteile zuverlässig detektiert und charakterisiert werden.

2 AKTUELLER STAND DER TECHNIK

Für die Charakterisierung der Bestandteile von Bauschuttströmen werden verschiedene Sensorprinzipien eingesetzt. Die Auswahl erfolgt u. a. auf Basis des vorliegenden Stoffstroms und der vorliegenden Charakterisierungsaufgabe. Hyperspektrale Kameras im kurzwelligen Infrarot und Nahinfrarot-Bereich bieten die Möglichkeit einer materialspezifischen Unterscheidung (Serranti et al. 2015). Für viele Aufgabenstellungen reicht jedoch eine Unterscheidung basierend auf Farb- und Formmerkmalen aus. Hierfür stellen Farbkameras eine kostengünstige Möglichkeit dar (Lin et al. 2022).

Ziel der Bauschuttcharakterisierung ist die Detektion einzelner Objekte, z. B. in Form eines das Objekt umschließenden Rechtecks (Bounding Box), sowie die korrekte Klassifikation, also der Zuordnung des Objekts in eine Materialklasse, z. B. Gips, Ziegel, Beton oder Kalksandstein. In Aufnahmen mit hohem Materialdurchsatz kommt es jedoch zu Überlappungen der dicht gepackten Instanzen, wodurch klassische Bildverarbeitungsalgorithmen zunehmend hinsichtlich der Abgrenzung von Objektinstanzen an ihre Leistungsgrenzen stoßen.
Eine klassische Bildverarbeitungskette für eine Bauschuttcharakterisierung ist in Abb. 1 dargestellt. Nach der Bilderfassung erfolgt die Objektdetektion mittels einer Connected Component Analyse (CCA). Anschließend erfolgt die objektspezifische Merkmalsextraktion. Mithilfe der berechneten Deskriptoren erfolgt die Berechnung des Klassifikationsmodells. Speziell das CCA-Ergebnis reagiert sensitiv auf überlappende Objekte, da durch eine Zusammenhangsanalyse Objektcluster fälschlicherweise als einzelnes Objekt wahrgenommen werden.

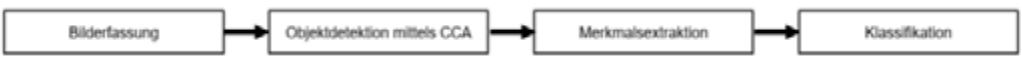


Abb. 1: Klassische Bildverarbeitungskette eines Sichtprüfsystems bestehend aus der Bilderfassung, der Objektdetektion mittels CCA, der Merkmalsextraktion und Klassifikation

In bestehenden Arbeiten wurden bereits erfolgreich etablierte Deep Learning Architekturen für die Objektdetektion und Instanz-Segmentierung zahlreicher kleiner überlappender Objekte eingesetzt. Beim Modelltraining wird häufig auf eine synthetische Trainingsdatengenerierung zurückgegriffen, um aufwendiges Annotieren zu vermeiden. In Toda et al. (2020) wurden synthetische Bilder aus einzelnen Getreidesamen erstellt, um ein Mask R-CNN zur Instanz-Segmentierung zu trainieren. Die Autoren empfehlen, den Fokus bei der Erstellung des Trainingssets mehr auf eine hohe Variabilität an verschiedenen Objektorientierungen und Überlappungsbeispielen zu richten als auf eine hohe Anzahl an verschiedenen Objekttexturen. Die synthetische Datengenerierung bei Aufnahmen mit homogenen Objektclustern mittels einzelner Objektinstanzen wurde ebenfalls in Wu et al. (2018) untersucht. Die Datenerzeugung besitzt eine zusätzliche Beleuchtungstransformation für realistische Beleuchtungs- und Schatten-Eigenschaften der Trainingsbilder.
In diesem Beitrag wird das Potential, den aufwendigen Annotationsprozess mithilfe synthetischer Datenerzeugung zu verringern, aufgegriffen. Die synthetische Datengenerierung wird zur Detektion und Charakterisierung von Bauschuttpartikeln, konkret gebrochenem Ziegel und Kalksandstein, angewendet. Hierfür werden aus einzelnen Objektinstanzen synthetische Bilder, welche als Trainingsdaten genutzt werden, generiert. Unter Verwendung dieser Daten werden ausgewählte Modelle trainiert und hinsichtlich ihrer Detektionsleistung bei verschiedenen Belegungsdichten verglichen. Es erfolgt zudem der Transfer der Modelle auf reale, manuell annotierte Daten.

3 BAUSCHUTTCHARAKTERISIERUNG MITTELS DEEP LEARNING

Im Folgenden werden die ausgewählten Architekturen zur Objektdetektion im Kontext der Charakterisierung von Bauschuttpartikeln vorgestellt. Darauffolgend wird das Verfahren zur synthetischen Datengenerierung erläutert.

3.1 Geeignete Architekturen zur Objektdetektion

Deep Learning Architekturen zur Objektdetektion benötigen als Eingabe ein dreikanaliges RGB-Bild und liefern als Ergebnis Bounding Boxen um erkannte Objekte, sowie deren Klassenzugehörigkeit verbunden mit einem Konfidenzwert. Abhängig von der Struktur der Architektur wird in One-Stage und Two-Stage Objektdetektoren unterschieden.
Two-Stage Objektdetektoren führen ihre Vorhersage in zwei Schritten durch. Im ersten Schritt werden Bereiche, in denen sich Objekte befinden können (Regions of Interest, ROI) vorgeschlagen. Diese ROIs werden dann in einem zweiten Schritt näher ausgewertet und klassifiziert. Der bekannteste Vertreter ist die Faster R-CNN Architektur (Ren et al. 2015).
One-Stage Objektdetektoren führen die Vorhersage der Objektpositionen und -klassenzugehörigkeit in einem Schritt durch. Sie sind dadurch in der Regel schneller in ihrer Vorhersage, sind jedoch schlechter bei komplexeren Detektionsproblemen.

Bekannte Architekturen, die für die Untersuchungen ausgewählt wurden, sind YOLOv3 (Redmon & Farhadi 2018) und SSD (Liu et al. 2016). Sie unterscheiden sich maßgeblich im verwendeten Backbone für die Merkmalsextraktion. Während YOLOv3 das Darknet-Backbone, bestehend aus mehreren Residual-Schichten verwendet, besteht die SSD-Architektur aus einem aus der Objektklassifikation bekanntem VGG-16 Netzwerk. Einen tabellarischen Vergleich der bei den Untersuchungen verwendeten Implementation der Architekturen befindet sich in Tab. 1.

Tab. 1: Vergleich verwendeter Objektdetektionsarchitekturen

	Faster R-CNN	SSD	YOLOv3
Architektur	Two-Stage	One-Stage	One-Stage
Backbone	RestNet-50	VGG-16	Darknet-53
Topologie	Feature Pyramid Network	Pyramidal Feature Hierachy	Feature Pyramid Network

Bei der Wahl der Hyperparameter für das Modelltraining werden die Eigenschaften einer Bauschuttcharakterisierung, die sich maßgeblich von bekannten Objektdetektionsaufgaben großer Image-Datensätze unterscheidet, beachtet. Spezifische Eigenschaften sind:

- Sehr viele kleine, überlappende Objekte derselben Klasse
- Wenige Klassen
- Homogene, konstante Beleuchtung
- Konstante Kameraperspektive
- Ähnliche Skalierung der Objekte

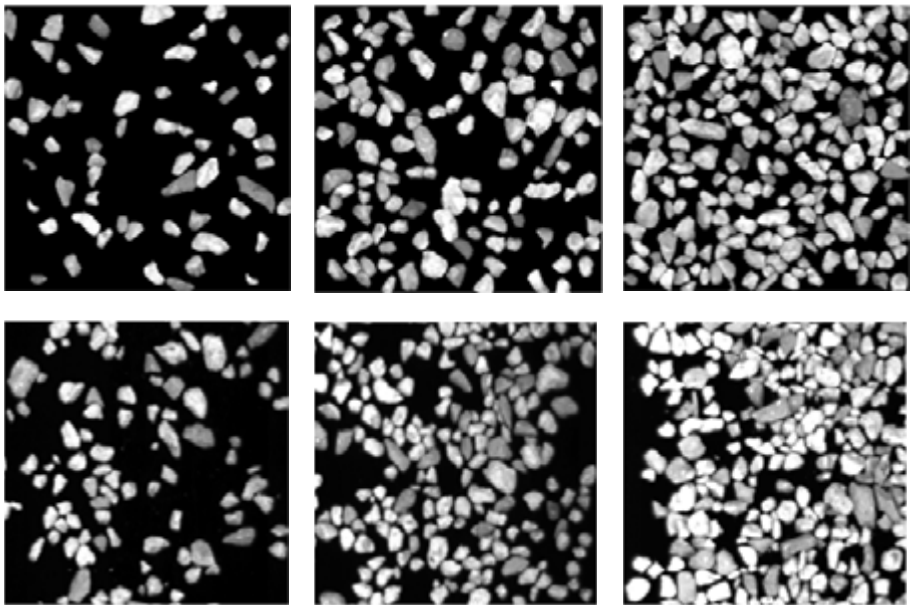
Ein wichtiger Nachbearbeitungsschritt bei der Objektdetektion ist die Non-Maximum Suppression, bei der aus den zahlreichen geschätzten Bounding Boxen nicht relevante Detektionen mit redundanter Information herausgefiltert werden.

3.2 Synthetische Daten als Grundlage des Trainings

Für die Erzeugung synthetischer Schüttgutaufnahmen wird ein iterativer Algorithmus entwickelt. Ein Schüttgutobjekt mit zuvor zufällig gewählten Koordinaten wird dabei auf einen Hintergrund platziert. Mithilfe mehrerer Parameter lässt sich das gewünschte Bild konfigurieren:

- Maximale Belegungsdichte
- Minimaler Abstand zweier Objekte
- Maximaler Grad der Objektüberlappung
- Prozentuales Klassenverhältnis

Abb. 2 zeigt Beispiele von erzeugten Bildern mit unterschiedlicher Belegungsdichte. Ziel der Datenerzeugung ist die möglichst realistische Nachbildung realer Aufnahmen. Die Wahl der oben genannten Parameter wurde daher Anhand realer Aufnahmen geschätzt und optimiert. Zu den synthetisch generierten Bildern wird eine pixelgenaue Annotation der Bilder erzeugt, welche für das Modeltraining benötigt wird.
Die erzeugten Bilder haben eine Größe von 300 x 300 Pixeln und beinhalten Ziegel- und Kalksandstein-Objekte im Verhältnis 30 zu 70. Für das Training wurden 4000 Trainings-, 500 Validierungs- und 500 Testbilder erzeugt und verwendet. Es werden Bilder mit 20, 30, 40, 50 und 60% Belegungsdichte generiert. Die Auswertung erfolgt ebenfalls für diese 5 Belegungsdichten.



(a) (b) (c)

Abb. 2: Oben: Synthetisch erzeugt Bilder mit Ziegel (ca. 20%) und Kalksandstein (ca. 80%) mit (a) 20, (b) 40 und (c) 60 % Belegungsdichte; Unten: Reale Schüttgutaufnahmen aus Ziegel (ca. 20%) und Kalksandstein (ca. 80%) mit (a) 20, (b) 40 und (c) 60 % Belegungsdichte

4 ERGEBNISSE

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen vorgestellt. Zunächst werden die auf synthetischen Daten trainierten Modelle auf synthetischen Daten ausgewertet und vergleichend bewertet. Anschließend erfolgt die Auswertung der Detektionsleistung auf realen Daten. Hierdurch lassen sich Anforderungen an die Trainingsdatenerzeugung ableiten sowie Aussagen über den Transfer der gelernten Features treffen.

4.1 Auswertung auf synthetischen Daten verschiedener Belegungsdichten

Als Metrik für die Detektionsperformance wird der mean Average Precision (mAP) ermittelt. Er berechnet sich aus der Fläche unter der Precision-Recall-Kurve. Für die Auswertung auf synthetischen Daten wird die strenge Metrik $mAP_{IoU=0.9}$ verwendet. Objekte werden dabei als korrekt erkannt (True Positive) gewertet, wenn die Ground Truth Bounding Box, d. h. des idealen, minimalen Rechtecks, in dem alle Pixel des Objekts liegen, zu 90% mit der geschätzten Bounding Box des erlernten Modells überlappt. Aufgrund der hohen Anzahl kleiner Objekte lassen sich so Unterschiede in der Detektionsleistung feststellen.

Die Ergebnisse in Tab. 2 zeigen, dass alle drei Architekturen eine gute Detektionsleistung auf den synthetischen Testbildern aufweisen. Nahezu alle Objekte werden erkannt und korrekt klassifiziert. Dies wird unterstützt durch die Betrachtung toleranterer Metriken, z. B. mit einer tolerierten Überlappung der geschätzten und realen Bounding Box von 75%. Es ergeben sich nur geringe quantitative Unterschiede zwischen den Modellen. Die Architekturen detektieren eine ähnliche Anzahl der verschiedenen Objektinstanzen. Unterschiede bestehen in der Genauigkeit der geschätzten Bounding Boxen, sichtbar bei der Betrachtung der restriktiveren Metrik. Die Faster R-CNN Architektur schätzt die Bounding Boxen am genausten, gefolgt von YOLOv3 und SSD. Für die Gestaltung des Trainingssets lassen sich aus den Ergebnissen klare Anforderungen formulieren. Modelle, die auf Bildern etwas höherer Belegungsdichte trainiert werden, besitzen eine bessere Detektionsleistung auf Bildern mit etwas niedriger Belegungsdichte. Es empfiehlt sich

daher die Trainingsdaten mit 10% höherer Belegungsdichte als die zu erwartende Belegungsdichte zu wählen, da nur dann ausreichend Situationen mit überlappenden Objekten in den Daten enthalten sind. Eine zu hohe Belegungsdichte kann sich jedoch wieder negativ auswirken.
Die zusätzliche Betrachtung der klassenabhängigen Metriken zeigt eine bessere Detektionsleistung der überrepräsentierten Kalksandstein-Klasse gegenüber Ziegeln. Möglichkeiten zur Reduktion des Overfitten der überrepräsentierten Klasse bestehen im Anpassen der Trainingsdaten oder einer passenderen Klassen-Gewichtung in der Loss-Funktion während des Trainings.

Tab. 2: Erzielte mAPs bei verschiedenen Belegungsdichten, jeweils unterschieden zwischen synthetischen und realen Testdaten sowie den drei Architekturen Faster R-CNN, SSD und YOLOv3

		Synthetische Testdaten			Reale Testdaten		
Faster R-CNN		Belegungsdichte des Testdatensatzes			Belegungsdichte des Testdatensatzes		
		20%	20%	40%	20%	40%	60%
Belegungsdichte des Trainingsdatensatzes	20%	0.944	0.836	0.607	0.910	0.824	0.619
	40%	0.950	0.863	0.652			
	60%	0.939	0.850	0.660			
		$mAP_{IoU=0.9}$			$mAP_{IoU=0.75}$		
SSD		Belegungsdichte des Testdatensatzes			Belegungsdichte des Testdatensatzes		
		20%	20%	40%	20%	40%	60%
Belegungsdichte des Trainingsdatensatzes	20%	0.717	0.449	0.170	0.797	0.686	0.521
	40%	0.756	0.566	0.291			
	60%	0.665	0.562	0.347			
		$mAP_{IoU=0.9}$			$mAP_{IoU=0.75}$		
YOLOv3		Belegungsdichte des Testdatensatzes			Belegungsdichte des Testdatensatzes		
		20%	20%	40%	20%	40%	60%
Belegungsdichte des Trainingsdatensatzes	20%	0.754	0.494	0.199	0.742	0.627	0.452
	40%	0.822	0.656	0.362			
	60%	0.802	0.694	0.471			
		$mAP_{IoU=0.9}$			$mAP_{IoU=0.75}$		

4.2 Übertrag auf reale Daten

Besondere Relevanz besitzt der Transfer der auf synthetischen Daten trainierten Modell auf reale Schüttgutaufnahmen, um die vorgestellte Trainingsstrategie hinsichtlich der Verwendung für reale Fragestellungen zu beurteilen. Neben dem Vergleich der drei Architekturen können so auch Aussagen über die erzeugten synthetischen Daten sowie eine Beurteilung der annotationsfreien Trainingsstrategie getroffen werden. Für die Untersuchung wird jeweils ein Modell auf verschiedenen Belegungsdichten (20-60%) trainiert. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind ebenfalls in Tab. 2 zu sehen.
Alle Modelle haben gemeinsam, dass die Genauigkeit der geschätzten Bounding Boxen beim Transfer auf reale Daten im Vergleich zu den erzielten Ergebnissen mit synthetischen Daten stark abnimmt. Ein Grund hierfür ist ein Overfitten auf den einzelnen Objektinstanzen, die für die Trainingsdatengenerierung verwendet wurden. Beispielsweise wird die Bounding Box um besonders lange Objekte nahezu quadratisch geschätzt, da die Trainingsdaten fast keine länglichen Objekte enthalten. Weitere Gründe für den Abfall der Metrik sind architekturabhängige Einflüsse.
Das Faster R-CNN Modell als Vertreter der Two-Stage Architekturen besitzt im Vergleich die beste Detektionsleistung. Der Abfall der Metrik lässt sich nach genauerer Betrachtung, neben bereits bekannter Problematik der ungenaueren Bounding Boxen, auf falsche zusätzliche Detektionen der überrepräsentierten und stark überlappenden Kalksandsteinklasse zuordnen.
Beim SSD und YOLOv3 Modell ist die beschriebene Problematik der falschen Detektionen, speziell bei dichten Objektregionen, noch stärker. Das YOLOv3 Modell zeigt den stärksten Rückgang bei der Genauigkeit der geschätzten Bounding Boxen und liefert die schlechtesten Ergebnisse.

Kleine Objekte und Objektsplitter, die in den Trainingsbildern nicht berücksichtigt sind, werden häufig nicht detektiert und sind ein weiterer Grund für den Leistungsverlust.
Aus den Ergebnissen lassen sich Anforderungen an die Modellauswahl ableiten. Die Two-Stage Architektur besitzt die beste Detektionsleistung, da ebenfalls der Transfer auf echte Daten aufgrund einer hohen Generalisierung am besten gelingt. One-Stage Architekturen erzielen beim Transfer eine geringere Genauigkeit der geschätzten Bounding Boxen und der Erkennung aller Objekte. Aufgrund ihrer schlanken Architektur neigen sie dazu auf den Trainingsdaten zu overfitten und neue unbekannte Formen und Strukturen nicht als Objekte einzustufen.
Die synthetische Datenerzeugung muss das Erscheinungsbild realer Schüttgutaufnahmen möglichst realistisch nachbilden und sollte, um eine bessere Model-Generalisierung zu erreichen, erweitert werden. Verschiedene Beleuchtungsszenarien müssen beachtet werden. Der Datensatz einzelner Schüttgutobjekte muss um Objekte verschiedener Objektgrößen erweitert werden, um speziell kleinere Splitter korrekt zu detektieren. Zusätzliche Augmentierungsmethoden auf Objekt-Instanz-Ebene erhöhen die Varianz der Objekte und verhindert das Overfitten auf Objektformen, und erhöhen somit die Generalisierbarkeit beim Transfer auf echten Aufnahmen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die verwendeten Architekturen eigenen sich zur Charakterisierung von Bauschuttströmen und können mit den spezifischen Anforderungen, z. B. zahlreiche, überlappende Objekte derselben Klasse, umgehen. Two-Stage Architekturen haben, wie erwartet, die beste Detektionsleistung und lernen am besten eine generalisierte Darstellung der Objektformen und -klassen gegenüber den One-Stage Architekturen SSD und YOLOv3.
Die gezeigte Lernstrategie mit dem Modelltraining auf synthetisch erzeugten Daten und der anschließende Transfer auf reale Daten zeigte hohe Potential und minimiert den Aufwand der händischen Daten-Annotation. Es muss dabei speziell auf eine ausreichende Repräsentation der real vorkommenden Objektgrößen und -formen geachtet werden.

LITERATUR

Lin, K., Zhou, T., Gao, X., Li, Z., Duan, H., Wu, H., Lu, G., Zhao, Y. (2022) Deep convolutional neural networks for construction and demolition waste classification: VGGNet structures, cyclical learning rate, and knowledge transfer. Journal of Environmental Management (318). doi: 10.1016/j.jenvman.2022.115501.

Liu, W., Anguelov, D., Erhan, D., Szegedy, C., Reed, S., Fu, C.-Y., Berg, A.C. (2016) SSD: Single Shot MultiBox Detector. In: Leibe, B., Matas, J., Sebe, N., Welling, M. (eds) Computer Vision – ECCV 2016. Lecture Notes in Computer Science, vol 9905. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46448-0_2.

Redmon, J., Farhadi, A. (2018). YOLOv3: An Incremental Improvement. ArXiv, abs/1804.02767.

Ren, S., He, K., Girshick, R., Sun, J. (2015). Faster R-CNN: Towards Real-Time Object Detection with Region Proposal Networks. In C. Cortes, N. D. Lawrence, D. D. Lee, M. Sugiyama & R. Garnett (eds.), NIPS (p.91-99).

Serranti, S., Palmieri, R., Bonifazi, G. (2015) Hyperspectral imaging applied to demolition waste recycling: innovative approach for product quality control, Journal of Electronic Imaging 24(4), https://doi.org/10.1117/1.JEI.24.4.043003.

Toda, Y., Okura, F., Ito, J., Okada, S., Kinoshita, T., Tsuji, H., Saisho, D. (2020) Training instance segmentation neural network with synthetic datasets for crop seed phenotyping. Commun Biol 3, 173 (2020). https://doi.org/10.1038/s42003-020-0905-5

Umweltbundesamt (2021) Bauabfälle. Retrieved 07 04, 2022, from https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/bauabfaelle.

Wu, Z., Chang, R., Ma, J., Lu, C., Tang, C.-K. (2018) Annotation-Free and One-Shot Learning for Instance Segmentation of Homogeneous Object Clusters. Stockholm, Sweden: Twenty-Seventh International Joint Conference on Artificial Intelligence IJCAI-18.

Schließung von Stoffkreisläufen durch Separation von Kupferlegierungen mittels Röntgenfluoreszenz-Sortiersystemen

M. Kölking[1], S. Heinrichs[2], M. van der Fels[2], N. Schmalbein[2] & S. Flamme[1]
[1)] FH Münster, Institut für Infrastruktur•Wasser•Ressourcen•Umwelt, Münster, Deutschland
[2)] Steinert GmbH, Köln, Deutschland

KURZFASSUNG: Gemischte Kupfer- und Kupferlegierungsschrotte werden nach dem aktuellen Stand der Technik häufig in der Kupferhütte aufgearbeitet. Trotz ökologischer Vorteile gegenüber der Primärproduktion erfordert die pyrometallurgische Rückgewinnung von Kupfer und dessen Legierungselementen wie z. B. Zink, Zinn oder Nickel einen deutlich höheren Energie- und Kostenaufwand als das Umschmelzen „sortenreiner" Schrotte. Bei sehr geringen Stückgrößen lohnt sich eine vorgeschaltete manuelle Trennung nach Sorte wirtschaftlich kaum. Eine sensorgestützte Sortierung wird derzeit nicht praktiziert. Vor diesem Hintergrund wurde bei großtechnischen Versuchen eine mehrstufige Separation von genauer spezifizierten Legierungsgruppen mit einem Röntgenfluoreszenz-Sortiersystem erprobt. Die in diesem Beitrag vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass durch eine entsprechende Anpassung der Sortierprogramme verschiedene Kupferlegierungen zielgerichtet angereichert werden konnten.

1 EINLEITUNG

Steigende Rohstoff- und Energiepreise, Exportabhängigkeiten und Versorgungsrisiken bestärken aus ökonomischer und rohstoffpolitischer Sicht das Bestreben nach einem effizienteren Umgang mit Ressourcen (BMU 2020). Insbesondere der Ausbau der Sektoren *erneuerbare Energien* und *E-Mobilität* wird in den nächsten Jahren zu einer überproportionalen Nachfrage nach Kupferwerkstoffen führen (Elshaki et al. 2016). Gegenüber Primärkupfer, dessen Gewinnung aufgrund stetig sinkender Erzgehalte immer aufwendiger wird (Rötzer 2021), stellt das Recycling von Kupfer- und Kupferlegierungsschrotten hier eine wesentlich umweltfreundlichere Alternative für die metallerzeugende Industrie dar. In Abhängigkeit der Schrottqualität bestehen zwei grundsätzliche Recyclingoptionen: (1) Bei unsortiertem Material erfolgt aufgrund der Vermischung verschiedener Legierungen (z. B. Messing, Bronze, Rotguss) meist eine pyrometallurgische Aufarbeitung in der Kupferhütte (Schlesinger et al. 2011). Um hierbei eine Tonne recyceltes Kupfer zurückzugewinnen, müssen je nach Kupfergehalt des Inputmaterials bis zu 23 GJ Energie aufgewendet werden (UBA 2015). Zusätzlicher (energetischer) Aufwand fällt für die Rückgewinnung der Begleitelemente aus den verschiedenen Nebenprodukten an wie z. B. für die Aufarbeitung des zinkreichen Flugstaubs oder des edelmetallhaltigen Anodenschlamms. (2) Genauer spezifizierte Schrotte, die direkt an der Entfallstelle getrennt nach Sorten erfasst oder nachträglich nach Legierungsbestandteilen sortiert wurden, können dagegen mit einem deutlich geringeren Energieaufwand von ca. 4 - 7,5 GJ/t (Jolly 2013) direkt zu neuen Werkstoffen umgeschmolzen werden. Der Umschmelzprozess ist damit aus ökologischer und ökonomischer Sicht der effizientere. Vor allem bei den Legierungsschrotten gewährleistet eine vorgeschaltete Sortierung ein funktionelles Recycling der z. T. wirtschaftsstrategischen Legierungselemente (Zink, Zinn, Blei, Nickel etc.).
Angesichts des ökologischen und ökonomischen Potenzials wurde großtechnisch untersucht, mit welcher (Sorten-)Reinheit die in einem kupferreichen Gemisch enthaltenen Legierungsschrotte mit einem industriellen Röntgenfluoreszenz-Sortiersystem mechanisch separiert werden können.

2 STAND DER TECHNIK BEI DER SORTIERUNG

Eine tiefergehende Sortierung nach Legierungsbestandteilen erfolgt in der Praxis ausschließlich manuell mithilfe von Handspektrometern und ist aufgrund des damit verbundenen Zeitaufwands meist nur bei größeren Stückgrößen wirtschaftlich. Es fehlen jedoch automatisierte und industriell einsetzbare Sortieranwendungen, mit denen vergleichbare Reinheiten bei gleichzeitig hohen Durchsatzmengen erzielt werden können.

Sensorgestützte Sortiersysteme, die auf der Röntgenfluoreszenz(XRF)-Technologie basieren, stellen für diesen Anwendungsfall eine technologische Alternative dar, dessen Potenzial bislang unzureichend ausgeschöpft ist. Das Funktionsprinzip basiert auf einer berührungslosen und zerstörungsfreien Analyse der chemischen Zusammensetzung (Macherauch & Zoch 2014) und ermöglicht damit eine wesentlich tiefere Unterscheidung von Legierungsschrotten als z. B. industrielle Farb- oder Röntgentransmissions-Sortiersysteme. Bei der automatischen XRF-Sortierung wird das Material auf einem Förderband (Bandsortiersystem) oder im Flug (Rutschensortiersystem) mit primärer Röntgenstrahlung angeregt, wobei es Fluoreszenzstrahlung emittiert. Diese ist für jedes Element charakteristisch und über den energiedispersiven Röntgensensor detektierbar. Durch den Abgleich mit im Sortierprogramm hinterlegten Referenzspektren können die analysierten Einzelobjekte innerhalb weniger Millisekunden klassifiziert und in Abhängigkeit des eingestellten Sortierziels z. B. per pneumatischer Austragseinheit (Ventilleiste) mittels Druckluftstoß separiert werden. (Neubert et al. 2014) Während die kurze Messzeit in einer Aufbereitungsanlage notwendig ist, um ausreichend hohe Durchsatzraten zu gewährleisten, führt dies konträr aber auch dazu, dass deutlich weniger Elemente mit geringerer Genauigkeit nachgewiesen werden als mit stationären oder mobilen Spektrometern aus dem Laborbereich (Knapp et al. 2014).
In den letzten Jahren verschiebt sich der Fokus bei den Einsatzbereichen zwar zunehmend auf die Sortierung verschiedener Schwermetalle aus NE-Metallkonzentraten (i. W. Kupfer, Messing, Zink), jedoch erfolgt bis zum jetzigen Zeitpunkt keine tiefergehende Unterscheidung von Kupferlegierungen wie z. B. Bronze (Kupfer-Zinn-Legierungen), Rotguss (Kupfer-Zinn-Zink-Blei-Legierungen), Messing (Kupfer-Zink-(Blei)-Legierungen), Neusilber (Kupfer-Zink-Nickel-Legierungen), Kupfer-Nickel und Aluminiumbronze (Kupfer-Aluminium-Legierungen).

3 GROSSTECHNISCHE SORTIERVERSUCHE

3.1 Anpassung der Klassifizierungsmethodik des Systems

Um das Potenzial des XRF-Sortiersystems mit Ausrichtung auf eine möglichst legierungsreine Separation verschiedener Kupferlegierungsschrotte weiter auszuschöpfen, wurde zunächst die Klassifizierungsmethodik der integrierten Auswerteeinheit weiter differenziert. Hierzu wurden ca. 2.000 Einzelobjekte mit einem XRF-Handspektrometer charakterisiert, anhand der chemischen Zusammensetzung in mehrere übergeordnete Legierungsklassen gruppiert und über die Erkennungseinheit des Sortiersystems eingelesen.

3.2 Beschreibung der mehrstufigen Sortierkaskade

Bei dem Versuchsmaterial (ca. vier Tonnen) handelt es sich um ein kupferreiches, unsortiertes Gemisch (Korngröße: 10 - 32 mm), das sich aus einer Vielzahl verschiedener Kupferlegierungsschrotte zusammensetzt. Zur gezielten Separation der im Vorfeld genauer spezifizierten Legierungsgruppen wurde das Material in mehreren Prozessschritten mechanisch aufbereitet. Der Durchsatz je Sortierschritt lag bei etwa 3 - 3,5 t/h.
Abb 1. zeigt einen Ausschnitt der mehrstufigen Sortierkaskade und die prozentuale Verteilung der einzelnen Massenströme auf die zuvor festgelegten Zielsortierprodukte.

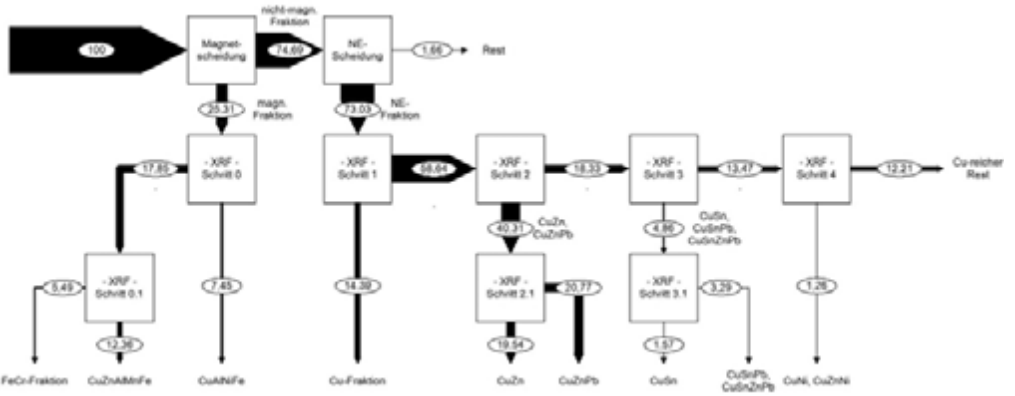


Abb. 1: Aufbereitungskaskade und Massenströme (in %) bei den Sortierversuchen

Wie zu erkennen ist, umfasste die Kaskade insgesamt zehn Sortierschritte. Zum Teil wurden einige der Legierungsgruppen zunächst nach ihren Hauptlegierungselementen angereichert und in einem zweiten Schritt mit höherer Sortiertiefe weiter aufbereitet. So erfolgte beispielsweise bei dem in Schritt 2 angereicherten Messing-Konzentrat (*CuZn*, *CuZnPb*), das mit 40 % den größten Anteil des gesamten Stoffstroms ausmacht, eine tiefergehende Sortierung nach bleiarmen und bleihaltigen Messing-Schrotten (Schritt 2.1). Die Notwendigkeit begründet sich hier u. a. auch durch strengere Blei-Grenzwerte, mit denen die Messingindustrie zunehmend konfrontiert wird. Das betrifft vor allem Legierungen, die für den Bereich der Trinkwasseranwendungen hergestellt werden und erschwert in den Gießereien den Einsatz von Recyclingmaterial, welches häufig zu hohe Blei-Beimengungen enthält. Derzeit existieren jedoch außer der Hüttenraffination keine industriellen Verfahren zur Entfernung von Blei aus Messing-Schmelzen, sodass eine Reduzierung des Bleigehalts hier ausschließlich durch das Verschneiden mit Neumaterial erreicht werden kann (Hilgendorf et al. 2018).
Als weiteres Beispiel lässt sich das Aluminiumbronze-Konzentrat (*CuAlNiFe*) anführen, welches als Recyclingmaterial zur Herstellung von Kupfer-Aluminium-Legierungen eingesetzt werden soll. Auch hier bestehen u. a. für Blei strenge Vorgaben bezüglich der maximal tolerierbaren Beimengungen (Jablonski 2014). Die eisen- und nickelhaltigen Aluminiumbronze-Schrotte (magnetisch) wurden zunächst über den Trommelmagneten angereichert und anschließend gezielt per XRF-Sortierung von anderen magnetischen Legierungsschrotten separiert. Bei Letzteren handelt es sich überwiegend um Sondermessing-Schrotte, die aufgrund von zulegiertem Eisen ebenfalls magnetische Eigenschaften aufweisen. Eine Anreicherung und tiefergehende Sortierung zinnhaltiger Legierungsschrotte (Bronze, Rotguss, Bleibronze) erfolgte in Schritt 3 bzw. Schritt 3.1. Nickelreiches Material wie beispielsweise Kupfernickel- und Neusilber-Schrotte wurden in Schritt 4 separiert.
Im Folgenden werden beispielhaft die Sortierprodukte, die sich potenziell als Recyclingmaterial zur Herstellung von nach DIN EN 1982 (DIN 2017) genormten Kupferlegierungen einsetzen lassen, im Hinblick auf die Produktreinheit bewertet.

3.3 Vorgehensweise zur Bewertung der Produktreinheit

Zunächst wurden von den Output-Fraktionen jeweils 60 zufällig entnommene Einzelobjekte verwogen und mit einem Handspektrometer analysiert. Auf Basis der Messergebnisse wurden insgesamt über 20 verschiedene Legierungsgruppen definiert, denen die Objekte anschließend zugeordnet wurden (z. B. bleihaltiges Messing, bleiarmes Messing, Rotguss, Bleibronze, Kupfer etc.). Zur Vereinheitlichung der Bewertungsmethodik wurden die Gruppen in Abhängigkeit des jeweiligen Sortierziels weiterführend kategorisiert nach *Ziellegierungen*, *Semi-Ziellegierungen* und *Nicht-Ziellegierungen* (s. Tab. 1).

Tab. 1: Kategorisierung der Legierungsgruppen je Sortierschritt

Kategorie	Beschreibung	Beispiel
Ziellegierungen	Legierungsgruppen, • deren chemische Zusammensetzungen näherungsweise den Spezifikationen der herzustellenden Ziel-Werkstoffe[1] entsprechen und damit keine Raffination[2] erforderlich ist oder • die bei einer mehrstufigen Sortierung gezielt als Vorkonzentrat angereichert werden sollen.	Aluminiumbronze im *CuAlNiFe*-Sortierprodukt, das als Recyclingmaterial zur Herstellung von Kupfer-Aluminum-Legierungen[1] eingesetzt werden kann.
Semi-Ziellegierungen (neutral)	Legierungsgruppen, • die zwar nicht den Ziellegierungen entsprechen, deren Legierungskomponenten aber wichtige Grundstoffe des herzustellenden Ziel-Werkstoffs[1] sind und keinen negativen Einfluss auf die Werkstoffqualität haben oder • deren nicht gewünschte Beimengungen in sehr geringer Konzentration vorliegen und beim Umschmelzprozess mit sehr geringem Raffinationsaufwand[2] entfernt werden können.	Bleihaltiges Messing im *CuSnZnPb/CuSnPb*-Sortierprodukt, das als Recyclingmaterial zur Herstellung von Kupfer-Zinn-Zink-Blei-Legierungen[1] eingesetzt werden kann (eventuell zu hohe Beimengungen an Zink können relativ leicht oxidiert werden).
Nicht-Ziellegierungen (störend)	Legierungsgruppen oder sonstige (nicht-metallische) Materialien, • die Prozessstörungen beim Umschmelzprozess verursachen oder • deren Legierungskomponenten die Qualität der herzustellenden Ziel-Werkstoffe[1] negativ beeinflusst und beim Umschmelzprozess nur mit hohem Raffinationsaufwand[2] oder gar nicht entfernt werden können.	Aluminiumbronze im *CuSnZnPb/CuSnPb*-Sortierprodukt (Aluminium beeinträchtigt Werkstoffeigenschaften; Entfernung ist aufwendig und verursacht hohe Schmelzverluste durch simultane Oxidation weiterer Elemente wie z. B. Zink).

[1)] nach DIN EN 1982 genormte Kupferlegierungen
[2)] z. B. durch Einblasen von Luft in die Schmelze unter Berücksichtigung der Sauerstoffaffinitäten

3.4 Ergebnisse am Beispiel CuAlNiFe, CuZn, CuZnPb, CuSn und CuSnZnPb/CuSnPb

Die als *Semi-Ziellegierungen* kategorisierten Gruppen sind mit Blick auf die Metallurgie als neutral zu bewerten, sodass diese der Produktreinheit angerechnet werden. Die Reinheit entspricht demnach den kumulierten Anteilen an *Ziel-Legierungen* und *Semi-Ziellegierungen* (s. Abb. 2).
Wie anhand der Abbildung zu erkennen ist, variieren die nach dieser Methodik bestimmten Produktreinheiten zwischen 15 – 98 %. So konnte beispielsweise bei der tiefergehenden Sortierung des Messing-Konzentrats (Sortierschritt 2.1) in der *Drop*-Fraktion (Sortierrest) ein vergleichsweise reines Kupfer-Zink-Blei-Produkt erzeugt werden (97,6 %), das sich zu 85,2 % aus den gewünschten Ziellegierungen (bleihaltiges Messing) und zu 12,4 % aus den *Semi-Ziellegierungen* (i. W. Kupfer und bleiarmes Messing) zusammensetzt.

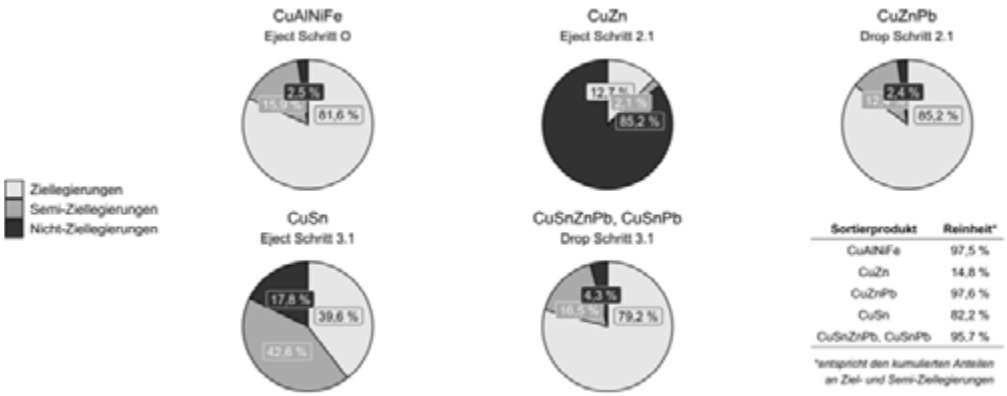


Abb. 2: Anteile der *Ziel*-, *Semi-Ziel*-, und *Nicht-Ziellegierungen* in den Sortierprodukten *CuAlNiFe, CuZn, CuZnPb, CuSn, CuSnZnPb/CuSnPb* (Werte wurden jeweils auf Basis von 60 zufällig entnommenen Einzelobjekten berechnet; *Eject*: Austrag, *Drop*: Sortierrest)

Das Sortierprodukt enthält hier jedoch auch einen geringen Rotguss-Anteil. Rotguss zählt bei diesem Sortierschritt zu den *Nicht-Ziellegierungen*, da es neben den Elementen Zink und Blei noch Zinn enthält, welches i. d. R. kein Legierungsbestandteil von Kupfer-Zink-Blei-Legierungen ist. Die bei diesem Sortierschritt simultan erzeugte *Eject*-Fraktion (Austrag) unterscheidet sich hinsichtlich der Zusammensetzung dagegen kaum von der *Drop*-Fraktion. Daraus resultiert die geringe Produktreinheit von ca. 15 %, die hauptsächlich auf den hohen Anteil an bleihaltigem Messing (hier: *Nicht-Ziellegierung*) zurückzuführen ist. Die gezielte Separation von bleiarmem Messing (<0,5 % Pb) stellt demnach eine technische Herausforderung dar, die voraussichtlich auf die kurze Messzeit des Sortiersystems zurückzuführen ist. Die chemische Analyse einer Schmelzprobe zeigte, dass der Bleigehalt des *CuZn*-Produktes durch den zusätzlichen Sortierschritt 2.1 dennoch um etwa 25 % reduziert werden konnte. Analog war auch bei Schritt 3.1 eine gezielte Anreicherung von ausschließlich bleifreier Bronze in dem *CuSn*-Produkt (Anteil ca. 40 %) kaum möglich. Wird zusätzlich der Anteil an *Semi-Ziellegierungen* berücksichtigt, ergibt sich gegenüber dem *CuZn*-Produkt insgesamt eine wesentlich höhere Produktreinheit von ca. 82 %. Diese ist vor allem auf mitsepariertes (nahezu reines) Kupfer zurückzuführen, das in der Metallurgie zwar zu höheren Kupfergehalten führt, jedoch im Hinblick auf die Qualität der Legierungsschmelze keine Verunreinigung impliziert. Die Reinheiten des *CuAlNiFe*-Produktes und des *CuSnZnPb-CuSnPb*-Konzentrats sind mit 97,5 % bzw. 95,7 % ähnlich hoch, wie die des *CuZnPb*-Produktes.
Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die erzielten Produktreinheiten nur für den hier betrachteten Einzelfall gelten und damit sowohl von der individuellen Kategorisierung der Legierungsgruppen (siehe 3.1) als auch von der Vielzahl an auf die mechanische Sortierung einflussnehmenden Variablen (z. B. den Maschineneinstellungen) abhängen. Aus den Ergebnissen lassen sich demnach keine pauschalen Aussagen, aber signifikante Tendenzen im Hinblick auf das Potenzial der XRF-gestützten Sortierung ableiten.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Ergebnisse der hier erprobten mehrstufigen Sortierkaskade für legierte Kupferschrotte zeigen exemplarisch auf, dass neben den „konventionellen" Legierungen wie z. B. Messing auch komplexere Legierungen wie z. B. Aluminiumbronze und Rotguss gezielt mit einem industriellen XRF-(Rutschen-)Sortiersystem separiert bzw. mit hoher Reinheit angereichert werden können. Die Sortierung trägt so dazu bei, dass die mechanisch erzeugten Produkte bei ausreichender Qualität direkt als Recyclingmaterialien zur Herstellung neuer Kupferlegierungen eingesetzt werden können. In der nachgelagerten Metallurgie verringert dies den Energieaufwand, ergo auch die damit verbundenen CO_2-Emissionen und Schmelzkosten. Wie am Beispiel der Schritte 2.1 und 3.1 aber

auch deutlich wurde, ist die Tiefe der Sortierung bei sehr geringen Legierungsanteilen physikalisch durch die durchsatzbedingt kurzen XRF-Messzeiten limitiert. Darüber hinaus verursacht jeder tiefergehende Sortierschritt zusätzlichen Aufwand (u. a. Energie, Kosten) und ist aus ökologischer und ökonomischer Perspektive nur dann sinnvoll, wenn die Reinheit der Zielsortierprodukte für die Metallurgie überhaupt erforderlich ist. Der ambitionierte Gedanke, eine Getrennthaltung bzw. Sortierung aller auf dem Schrottmarkt anfallenden Legierungen zu praktizieren, erscheint unter diesen Gesichtspunkten wenig zielführend und ist darüber hinaus logistisch nicht praktizierbar. Ausschlaggebend ist vielmehr, dass die gesamte Recyclingkette (mech. Aufbereitung und Metallurgie) in Summe einen geringeren energetischen Aufwand verursacht als z. B. eine direkte Aufarbeitung in der Kupferhütte. Eine entsprechende Bewertungsmethodik wird aktuell im Rahmen eines übergeordneten Promotionsvorhaben entwickelt. Ergänzend dazu erfolgt eine technisch-ökonomische Bewertung verschiedener Aufbereitungsszenarien, bei der u. a. Metallpreise sowie Personal-, Investitions- und Betriebskosten berücksichtigt werden. Die Validierung der in diesem Beitrag vorgestellten Ergebnisse ist Bestandteil weiterer Sortierversuche.

LITERATUR

BMU (2020). Deutsches Ressourceneffizienzprogramm III, 2020–2023, Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Bundesumweltministerium, URL: https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/ressourceneffizienz_programm_2020_2023.pdf (Zugriff: 13.06.2022).

DIN (2017). Kupfer- und Kupferlegierungen - Blockmetalle und Gussstücke; EN 1982:2017-11. ICS: 77.150.30, Beuth Verlag GmbH, Berlin, DOI: 10.31030/2640038.

Elshaki, A., Graedel, T. E., Ciacci, L., & Reck, B. K. (2016). Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. In: Global Environmental Change 39, Elsevier B.V., DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.06.006.

Hilgendorf, S., Homm, G., Gellermann, C., Stauber, R., & Friedrich, B. (2018). Pyrometallurgische Recyclingprozesse zur Aufarbeitung bleihaltiger Messingschrotte. In: Recycling und Rohstoffe – Band 11, TK Verlag GmbH, Neuruppin, ISBN: 978-3-944310-40-4.

Jablonski, K. (2014). Untersuchungen zum Recycling von Aluminiumbronze in der metallverarbeitenden Industrie. Dissertation an der der Fakultät für Werkstoffwissenschaft und Werkstofftechnologie der TU Bergakademie Freiberg, URL: https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:105-qucosa-156760 (Zugriff am 06.06.2022).

Jolly, J. L. (2013). The U.S. Copper-base Scrap Industry And Its By-products – An Overview. A1309-12/13 Copper Development Association Inc., New York, URL: https://www.copper.org/publications/pub_list/pdf/scrap_report.pdf (Zugriff: 04.01.2022).

Knapp, H., Neubert, K. H., Schropp, C., & Wotruba, H. (2014). Viable Applications of Sensor-Based Sorting for the Processing of Mineral Resources. . In: ChemBioEng Reviews 1, 3/2014, John Wiley & Sons, DOI: 10.1002/cben.201400011.

Macherauch, E., & Zoch, H. W. (2014). Praktikum in Werkstoffkunde - 95 ausführliche Versuche aus wichtigen Gebieten der Werkstofftechnik. 2. Auflage, Springer-Verlag GmbH, Berlin, ISBN: 978-3-658-05037-5.

Neubert, K. H., Knapp, H., & Fietz, N. (2014). Principles of X-Ray fluorescence analysis. In: Sensor technologies: Impulses for the raw materials industry, Band 50, Shaker Verlag, Aachen, ISBN: 9783844025637.

Rötzer, N. (2021). Energetischer Aufwand der Bereitstellung von Primärkupfer für Deutschland. In: NachhaltigkeitsManagementForum (2021) 29, Springer Verlag GmbH, DOI: 10.1007/s00550-021-00518-4.

Schlesinger, M., Sole, K., & Davenport, W. (2011). Extractive Metallurgy of Copper, 5th Edition. Elsevier B.V., ISBN: 978-0-08-096789-9.

UBA (2015). Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme (ProBas). Umweltbundesamt, http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php (Zugriff 13.06.2022).

Pushing the limits of refractory recycling by advanced laser characterisation

A. Leitner[1], S. Königshofer[1], St. Heid[1], V. Mörkens[2] & J. Makowe[2]
[1)] RHI Magensita GmbH, Technology Center Leoben, Austria
[2)] LSA GmbH, Aachen, Germany

ABSTRACT: The ReSoURCE Project
Establishing a circular economy for refractory industry by extending recycling and the use of secondary raw materials is indispensable. RHI Magnesita is committed to reach ambitious sustainability goals, preserving natural resources, and reducing CO_2 emissions. Circular economy will be one of the main drivers to significantly reduce CO_2 in the refractory industry, as the energy-intensive primary raw material production has by far the highest impact on the product's carbon footprint. So far, reliable automated sorting solutions could not be established in refractory recycling as standard processing step, because the development is extremely complex and requires combination of different sensor technologies. The ReSoURCE project, funded by the European Union, will innovate the full process chain of refractory recycling with an AI-supported multi-sensor sorting equipment as its core technology. Combining laser-induced breakdown spectroscopy, hyper spectral imaging with optimized pre-processing, and automated ejection will lay the foundation to set a new state-of-the-art for refractory sorting starting for the first time also taking care of manually unsortable particle sizes. The continuous monitoring of the economic and ecologic benefits by techno-economic and life cycle assessment will ensure the green and digital transformation of the refractory recycling value chain. Reaching the ReSoURCE objectives will lead to massive annual CO_2 reductions (up to 800 kilo tonnes) and energy savings (up to 760 GWh) in the European Union. Naturally, usage of secondary raw materials is related to a reduction of extractive processing in the raw material mines (reduction of 1 million ton per year). Simultaneously, it will give access to currently unexploited raw material sources within the European Union, therewith strengthening EU's resilience by fostering refractory material autarky, particularly as some of the refractory base materials are listed on the EU's critical raw material list (bauxite, graphite) (Vollprecht et al. 2021). The two demonstrators to be built in course of the ReSoURCE project, will ensure the straight-forward exploitation and implementation of this revolutionising recycling process chain in the European industry.

1 LIBS TEST SERIES

Lining concepts of industrial high-temperature processes can be complex as they are adapted to the process conditions and type of stresses occurring in different areas of the customers aggregates. They usually contain various refractory products in different parts of the vessels, while bricks differ in chemical composition, size and shapes. Therefore, during the application refractory bricks experience changes in chemistry, phase composition and microstructure. Dusty and contaminated surfaces, infiltrations and adherences make the challenge for automated sorting even bigger. After service spent refractories are removed and mixing of different qualities can hardly be avoided.
Laser induced breakdown spectroscopy (LIBS) stands out compared to most other industrial applied sensor technologies for automated sorting as it enables a fast element analysis at a high measurement frequency, also enabling analysis of light elements such as C, Mg, Al or Si. A principal feasibility for characterizing spent refractories has been proven in the past (Horckmans et al. 2019). However, the interaction of the laser with refractory products must be carefully investigated to understand the output data and results of the measurements to be able to optimise laser parameters. Consequently, LIBS analysis is used for characterising and sorting different types of refractories. Especially, it will focus on the elemental chemical characterisation of different types of refractory products. Considering the heterogeneous microstructure of the refractory coarse ceramics, the theoretical representative testing volume needed to classify refractory products

correctly will be matched by LIBS data. The quality control ability of the technique will be assessed via the recorded measurements. Furthermore, with the determined parameters an appropriate procedure for high quality characterisation will be developed, taking into account interferences from surface contamination and insufficient pre-cleaning. In the sensitivity analysis it will be proven whether LIBS can additionally be used for local matrix measurements and detection of critical impurities in spent refractory materials. In that scope, this was investigated exemplary on predefined samples, magnesia carbon (MgO-C) bricks with antioxidants and spent bricks from cement rotary kilns. MgO-C bricks were analysed concerning the number of measuring spots needed to receive representative results for sample characterization and quality control. For this reason, the output data of multiple LIBS measuring points per sample were compared and evaluated with special regard to the Al content. Spent cement rotary kiln bricks are infiltrated with alkali salts (-chlorides and sulphates) due to the use of alternative fuels in cement production. Therefore, they were investigated regarding their Na and K content to prove whether the LIBS sensor technology is feasible to identify impurities located deep into the pores. Moreover, it should be concluded if subsequent treatment of these spent bricks is needed prior their reuse for new refractories.

2 CONCLUSION

LIBS has proven be a suitable sensor technology for the reliable classification of spent refractory materials. However, considering the results of the executed test series underlines the advantages of a sensor combination with other sensor techniques, as the pre-selection of favorable measurement spots can significantly reduce the required LIBS measurements.

3 ACKNOWLEDGEMENTS

This project has received funding from the European Union's Horizon Europe research and innovation programme under grant agreement No. 101058310 (ReSoURCE).

REFERENCES

Horckmans, L., Nielsen ,P., Dierckx ,P., Ducastel ,A. (2019) Recycling of refractory bricks used in basic steelmaking: A review. Resources Conservation and Recycling. Volume 140. Pages 297-304. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.025.

Vollprecht, D., Lieven ,M., Jones, P. T. (2021) The EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining — A Review. Processes 9, no. 2: 394. https://doi.org/10.3390/pr9020394

Kunststoffe und andere Materialien simultan durch Fluoreszenz-Tracer, NIR und künstliche Intelligenz detektieren und sortieren

J. Moesslein[1], A. Treick[1] & L. Watschke[1]
[1)] Polysecure GmbH, Freiburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die neue Sortiertechnologie der Polysecure GmbH ermöglicht die verlässliche und effiziente Sortierung von Kunststoffen oder anderen Materialien in relevante, sortenreine Fraktionen, um das hochwertige Recycling von Wertstoffen maßgeblich voranzutreiben. Dabei stehen drei zentralen Innovationen im Kern des Verfahrens: (1) ein neuer **kombinierter Detektor**, der für jedes Objekt NIR, Farbe, Tracer und Bild (Künstliche Intelligenz, KI) simultan misst und auswertet. Dadurch wird eine erstmals technologie-offene Sortierung in definierbare, sortenreine Fraktionen möglich, aus denen wesentlich mehr hochwertige Rezyklate insbesondere durch das CO_2-effiziente mechanische Recycling hergestellt werden können. (2) die anlagentechnische Realisierung der **Einzelschrittsortierung** mit kontinuierlicher Objektvereinzelung, kombinierter Detektion und zielsicherer Objektablage. Somit werden alle Objekte in nur einem Schritt identifiziert und sortiert, wodurch der Sortierprozess im Gegensatz zur etablierten mehrstufigen Sortierung auch bei zahlreichen Fraktionen flexibel, skalierbar und wirtschaftlich ist. (3) die Anwendung des von Polysecure patentierten **Tracer-Based-Sorting** (TBS) Verfahrens. TBS basiert auf der Verwendung von Fluoreszenz-Additiven (Tracern) als ein flexibles Werkzeug, das definierte Fraktionen, geschlossene Kreisläufe und sehr hohe Erkennungs- und Reinheitsraten ermöglicht.

1 EINLEITUNG

Kreislaufwirtschaft mit hohen Recycling- und Wiedereinsatzquoten gilt als Patentrezept gegen Rohstoffknappheit, für Klimaschutz und ist Basis für eine zukunftsfähige Wirtschaftsweise weltweit. De facto wird jedoch „der Bedarf an Materialien nur zu geringen Anteilen durch eine Kreislaufführung innerhalb des Bestandes gedeckt, weil die bestehende Abfallwirtschaft hinter den Ansprüchen einer Kreislaufwirtschaft zurückbleibt“ (SRU 2020). Dies zeigt sich deutlich an Kunststoffen, die einen hohen Anteil des globalen Feststoffabfalls ausmachen (Gasde 2021). In Europa wurden 2020 rund 29,5 Millionen (Mio.) Tonnen (t) Kunststoffabfälle gesammelt (post-consumer), von denen rund 10,2 Mio. t sortiert und zu lediglich 4,6 Mio. t Rezyklat verarbeitet wurden, die in Europa Einsatz fanden (Plastics Europe 2022). Betrachtet man diese Zahlen aus der Perspektive der europäischen Kunststoffstrategie, die bis 2025 den Einsatz von 10 Mio. t Recyclingkunststoff in neuen Produkten vorsieht (European Commission 2018), wird ein dringender Handlungsbedarf deutlich: In der EU müssen bis 2025 fast doppelt so viele Kunststoffabfälle für das werkstoffliche Recycling sortiert werden, um das Rezyklateinsatz-Ziel zu erreichen. Gleichzeitig weist die Differenz zwischen der sortierten und tatsächlich rezyklierten Menge an Kunststoffabfällen auf die Notwendigkeit für eine effizientere Sortiertechnologie mit hoher Sortierqualität hin.

2 STAND DER TECHNIK

Dem aktuellen Stand der Technik entsprechend werden sensorgestützte, optische Verfahren am häufigsten zur automatischen Sortierung von Kunststoffabfällen verwendet. In diesem Kontext ist vor allem die Nahinfrarot (NIR)-Spektrometrie im Einsatz, wie bspw. zur Sortierung von Leichtverpackungen (LVP). Hierzu wird in aneinandergereihten NIR-Sortern jeweils eine Kunststofffraktion identifiziert und pneumatisch vom Reststrom abgetrennt. Folglich werden durch dieses mehrstufige Detektieren und Abtrennen für die Sortierung von z.B. zehn Sortierfraktionen mindestens neun Sortierstufen mit NIR-Sortern benötigt. Der Sortieraufwand wächst also signifikant mit der Anzahl der gewünschten Sortierfraktionen. Dies steht in Diskrepanz mit den weiteren Fraktionen, die eine hochwertige Kreislaufwirtschaft der Kunststoffe eigentlich erfordert (z.B. Food- vs. Non-food-Verpackungen). Gleichzeitig sind auch mit dem physikalischen Funktionsprinzip der NIR-

Sortiertechnik zentrale Einschränkungen verbunden. So werden die zu sortierenden Objekte mit Halogenlampen beleuchtet und die für das jeweilige Polymer charakteristischen Absorptionsbanden im Reflexionsspektrum erfasst (Neubauer 2021). Die Banden können in der Praxis jedoch durch bspw. Additive oder Formulierungsabweichungen maskiert werden, was die Verlässlichkeit der Detektion beeinträchtigt. Folglich ist die NIR-Technik auf die Erkennung der Hauptpolymere (i.d.R. HDPE, LDPE, PET, PS, PP) beschränkt, sodass wichtige Unterklassen oder anwendungsrelevante Spezifikationen nicht unterschieden werden. Demnach verbleibt nicht nur ein erheblicher Anteil der Kunststoffe in der minderwertigen Mischfraktion oder im Sortierrest, es kommt auch zu entsprechender Verunreinigung der wertstoffangereicherten Kunststofffraktionen (Wilts 2016). So werden beispielsweise Verbundmaterialien fehlerhaft nur einem Polymertyp zugeordnet, Hauptkunststofftypen mit unterschiedlichen Additiven nicht unterschieden und eine verwendungsspezifische Differenzierung nicht abgebildet (z.B. Food- vs. Nonfood-Verpackungen) (Woidasky 2018). Außerdem stößt die NIR-Technik bei der Erkennung von u.a. übereinanderliegenden, schwarzen, verschmutzten, nassen oder intensiv bedruckten Objekten an ihre Grenzen (Schmidt 2021). Darüber hinaus sind die LVP-Anlagen aus wirtschaftlichen Gründen auf die Erfüllung von Mindestqualitäten ausgelegt und mit maximalem Durchsatz betrieben, was zu Minder- und Fehlauswürfen führt (LAGA 2021). So sind in der LVP-Sortieranlage oftmals weitere manuelle Nachsortierungsprozesse erforderlich. Anschließend werden die Sortierfraktionen zu Ballen gepresst und an Recycler geliefert, die die Fraktionen zerkleinern, waschen, nochmals sortieren und zu Recyclingranulat extrudieren. Bei der erneut durchgeführten spezifischeren Nachsortierung beim Recycler kann man mit einem Massenverlust von bis zu 35 % der aufzubereitenden Fraktionen rechnen (LAGA 2021).
Es besteht somit ein deutlicher Handlungsbedarf, die Genauigkeit und Effizienz der automatischen Sortierung durch ein innovatives, skalierbares Sortiersystem zu verbessern, das die Differenzierung sortenreiner, spezifischer Fraktionen entsprechend den Bedürfnissen des Marktes ermöglicht – die neue Sortiertechnologie der Polysecure GmbH kann hierzu den entscheidenden Lösungsansatz darstellen.

3 INNOVATIVE LÖSUNG ZUR HOCHWERTIGEN SORTIERUNG VON WERTSTOFFEN – PRÄZISE, VERLÄSSLICH, EFFIZIENT

Die von Polysecure entwickelte Sortiertechnologie umfasst die drei Hauptprozessschritte **Vereinzelung**, **Kombinierte Detektion** und **Ablage in Fraktionen** (vgl. Abb. 1). Somit werden in dem neuen einstufigen Verfahren alle Objekte erst vereinzelt, dann einmalig vollumfänglich identifiziert und in einem einzigen Schritt zielsicher abgelegt. Dabei wird zur Objektsortierung u.a. das von Polysecure entwickelte und patentierte Tracer-Based-Sorting (TBS) Verfahren angewendet. Dieses basiert auf der Verwendung kleinster Mengen von Fluoreszenz-Additiven (Tracer) auf bzw. in Objekten, die nach geeigneter Anregung in einer spezifischen Farbe leuchten. Dieses Signal kann eindeutig einem Tracer und dieser einer Sortierfraktion zugeordnet werden, wodurch Kunststoffabfall in die Fraktionen getrennt werden kann, die auch getrennt zu recyceln sind, um höhere Recyclingquote zu erreichen (z.B. PE-Non-Food- vs. PE-Food-Verpackungen).

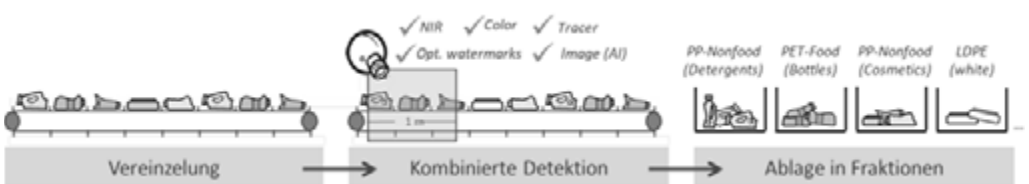


Abb. 1: Funktionsweise der Einzelschrittsortierung mit kombinierter Detektion anhand von Kunststoffverpackungen

Im Kern vereint die Sortiertechnologie damit drei zentrale Innovationen, die im Folgenden erläutert sowie aktuelle technische Entwicklungsergebnisse vorgestellt werden.

3.1 Innovation der kombinierten Detektion zur vollumfänglichen optischen Analyse

Das Herzstück der Sortiertechnologie stellt ein innovativer kombinierter Detektor dar, der aus Untereinheiten zur NIR-, Farb-, Tracer-, und Bilderkennung (KI) besteht. Durch die Kombination der schnellen Messungen wird einerseits für eine große Vielfalt von Objekten eine verlässliche Identifikation möglich. Andererseits hängt die Detektion nicht mehr nur von einer Messung ab, sodass z.B. auch Objekte ohne Tracer durch NIR, Farbe und Bild (KI) charakterisiert werden können. Folglich sind die Tracer sind nicht per se erforderlich, sondern ein flexibles Werkzeug, das definierte Fraktionen, geschlossene Kreisläufe und sehr hohe Erkennungs- und Reinheitsraten ermöglicht. Der kombinierte Detektor lässt so den „fließenden" Übergang von der heutigen limitierten zu einer präzisen und umfassenden Sortiertechnik zu. Darüber hinaus ist dieser durch den modularen Aufbau in seiner Art flexibel um existierende und zukünftige Messtechniken erweiterbar, was dem zukunftsweisenden und anpassungsfähigen Charakter des gesamten Sortieranlagenkonzeptes entspricht. So könnte beispielsweise für den Verpackungsbereich ein Modul zur Detektion von digitalen Wasserzeichen integriert werden, sollte sich die Zweckdienlichkeit dieser Technologie in der Praxis bewahrheiten. Im Ergebnis entsteht damit ein erstmals **technologie-offenes Sortierverfahren**, um in unserer heutigen dynamischen Technologielandschaft das bestmögliche Detektionsverfahren zu ermöglichen.
Die Polysecure GmbH entwickelt den kombinierten Detektor in Kooperation mit der Carl Zeiss AG. Die Funktionsfähigkeit eines ersten Prototyps ist bereits in der firmeneigenen Technikumsanlage validiert und wird im Zuge des aktuellen Baus einer industrietypischen Pilotsortierlinie weiter optimiert.

3.2 Innovation der Einzelschrittsortierung als skalierbares, effizientes Verfahren

Eine zentrale Innovation der Sortiertechnologie stellt die einmalige optische Analyse und zielsichere Ablage vereinzelter Objekte dar. Dieser Prozess der sog. Einzelschrittsortierung (vgl. Brief-, Paketsortierung) grenzt sich deutlich von bisher etablierten kaskadisch arbeitenden Sortieranlagen ab, in denen in mehreren Sortierstufen jeweils eine Kunststofffraktion basierend auf i.d.R. einer gemessenen Eigenschaft vom Reststrom separiert wird. Als Konsequenz verringert sich durch den Ansatz der Einzelstrecke nicht nur die Kompexität des mehrstufigen Systems, sondern eröffnet die Möglichkeit, kurzfristig und **flexibel** weitere Zielfraktionen hinzufügen oder ändern zu können. Dabei werden die Objekte vereinzelt in ein Schalenband abgelegt, in die Detektionseinheit geführt, dort identifiziert und über ein mechanisches Abkippen der Schale in die jeweilige Endstelle sortiert. Das Schalenband gewährleistet so, im Vergleich zu dem sonst üblichen teils unpräzisen pneumatischen Ausblasen, nicht nur die **Zielsicherheit der Ablage**, sondern wirkt sich durch den Verzicht auf Druckluft positiv auf einen geringeren Energieverbrauch aus.
Grundsätzlich ist die geplante Pilotsortieranlage als ganzheitlich und flexibel konzipiertes System für unterschiedliche Sortieraufgaben verschiedener Produkte und Materialströme anwendbar. Durch entsprechende Anpassungen im mechanischen Handling (z.B. angepasste Schalengrößen, Parallele Linienanordnung) können dabei Durchsatz und Effizienz gesteigert werden (vgl. Abb. 2). Dabei ist die Anlage bisher für Objekte mit Korngrößen von 30 bis 300 mm ausgelegt, sodass in der geplanten Pilotsortierlinie neben Verpackungen beispielsweise auch 30 mm Shredder-Partikel z.B. von Waschmaschinen oder anderer weißer Ware bis hin zu ganzen Bauteilen (bis 300 mm) von bspw. Elektromotoren sortiert werden könnten.

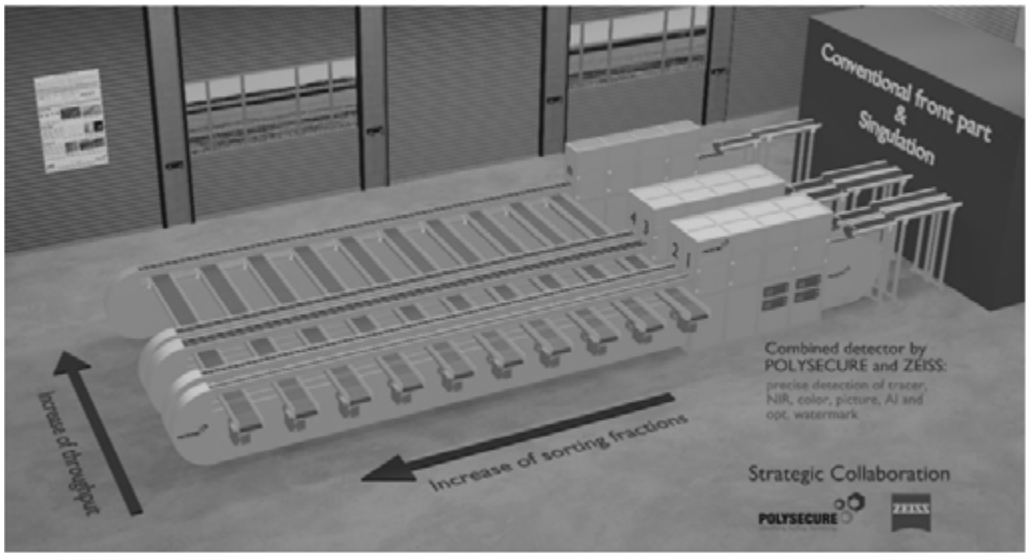


Abb. 2: Simulation einer Einzelschrittsortieranlage mit mehreren parallelen Sortierlinien, inkl. Vereinzelung, kombinierter Detektion und Ablage

3.3 Innovation des Tracer-Based-Sorting Verfahrens zur Sortierung in definierbare Fraktionen

Die Anwendung von Tracer-Based-Sorting (TBS) stellt eine innovative Branchenlösung für bisherige Sortierherausforderungen im Kunststoffbereich dar. Durch den Einsatz der von Polysecure entwickelten Fluoreszenz-Tracer ist ein vom Werkstoff unabhängiges Trennmerkmal identifizierbar, um die Sortierung nach relevanten, spezifikationsgerechten Fraktionen entsprechend des idealen Recyclingpfades zu gewährleisten. Durch diese Befähigung von Sortierstrecken, hochspezifische Unterfraktionen differenzieren und sortenrein trennen zu können, wird die Basis zur hochwertigen Kreislauffähigkeit geschaffen, anstatt Wertstoffe aufgrund undifferenzierter Sortierung einem Downcycling zu unterwerfen.
Bei den Tracermaterialien handelt es sich um Selten-Erd-Verbindungen, die über einen innovativen Syntheseprozess hergestellt werden und unter speziellen Anregungsbedingungen zu sogenannter Aufkonversionsfluoreszenz in der Lage sind. Darunter wird die Eigenschaft verstanden, dass im langwelligen Bereich angeregt und im kurzwelligen Bereich emittiert wird – ein Effekt, der konträr zu der klassischen Stokes-Fluoreszenz abläuft, bei der durch kurzwellige Anregungsstrahlung eine langwellige Fluoreszenz erzeugt wird. Der große Vorteil der Aufkonversionsfluoreszenz ist dabei deren Seltenheit und hohe Spezifität des emittierten Spektrums (vgl. Abb. 3), wodurch Fehlinterpretationen und Störsignale nahezu vollständig auszuschließen sind. Folglich ist das Signal-zu-Rausch-Verhältnis sehr hoch, was eine Code-Bildung durch anteilige Kombination unterschiedlicher Tracer mit besonders verlässlicher Erkennung und Sortierung unterschiedlich markierter Objekte ermöglicht.

Abb. 3: Aufnahme des Tracersignals mit und ohne Umgebungslicht. Der Tracer befindet sich in einem weißen Etikett auf einer Kunststofflasche und wird durch einen Laserstrahl angeregt

3.4 Experimentelle Untersuchungen zur Detektionsrate markierter Objekte

Nachfolgend werden die Unterscheidbarkeit ähnlicher Tracer-Codes und die **hohe Verlässlichkeit** der Erkennung, die in einer **hohen Fraktionsreinheit** resultiert, bei der Verwendung einer **geringen Tracer-Konzentration** demonstriert:
Dazu werden Master-Batches, basierend auf Natur-Polypropylen (PP), mit zwei unterschiedlichen Tracer-Codes hergestellt, woraus unter einer Beimengung von 10 ppm Tracer Flaschen blasgeformt werden. Die Tracer-Codes bestehen aus drei unterschiedlichen Tracern und werden in 20%-Abstufung masseanteilig linearkombiniert – diese Kombinatorik erlaubt 21 unterschiedliche Varianten. Um die Unterscheidbarkeit unter Verwendung aller drei Tracer zu untersuchen, werden die Codes (Tracer1/Tracer2/Tracer3) MB-A: (20/60/20)% und MB-B: (20/40/40)% ausgesucht. Abb. 4 zeigt Flaschen mit und ohne Tracer im Laservorhang der Detektionsanlage.

Abb. 4: Flaschen mit und ohne Tracer unter Umgebungslicht (links) und im Laservorhang der Detektionsanlage (rechts)

Eine Vielzahl unterschiedlicher Objekte werden zu beiden Tracer-Codes mit einer Statistik von 1000 Messungen untersucht. Die Flaschen fliegen dabei mit einer Geschwindigkeit von 3 m/s teils chaotisch zunächst durch eine Lichtschranke (Triggerevent der Messung) und dann einen Laservorhang, währenddessen mittels Halbleiterdetektoren die Lumineszenz detektiert wird. Dabei werden die Lumineszenzbanden der Tracer gemessen und auf die Verhältnisse (Tracer1/Tracer2/Tracer3)% umgerechnet.
Als Bewertungsgrundlage jeder Messung werden im Vorfeld Entscheidungsintervalle im Tracer-Code-Raum zu jedem möglichen der 21 Tracer-Codes auf Basis einer Kalibriermessung definiert. Diese Intervalle liegen zentriert um die Mittelpunkte der 20%-Abstufung und decken in etwa 20% des möglichen Raums ab. Liegt eine Messung in einem solchen Intervall, wird sie als der entsprechende Code gezählt: Somit können „korrekt-positive“, wie auch „falsch-positive“ Entscheidungen für einen Code getroffen werden. Liegt ein Interpretationsergebnis in keinem Entscheidungsintervall, so gilt die Messung als „verworfen“.
Die Natur-PP-Flaschen mit Tracer-Code lieferten in der Messung ein mehr als ausreichendes Signal-Rauschen-Verhältnis und ließen somit bei den gegebenen Messbedingungen eine sichere Interpretation der Messergebnisse zu. Die Bewertung der zu beiden Probensätzen der Master-Batches A und B jeweils ~1000 durchgeführten Messungen lieferten das in Tab. 1 dargestellte Ergebnis.

Tab. 1: Ergebnisse zu jeweils ~1000 durchgeführten Messungen

Tracer-Batch	Korrekt-positiv	Falsch-positiv	Verworfen	Fraktionsreinheit
MB-A	99,8%	0%	0,2%	100%
MB-B	100,0%	0%	0%	100%

Es traten bei den vorliegenden rund 2000 Messungen zwei fehlerhafte Triggerevents bei MB-A auf. Diese Messungen wurden per Thresholding als solche erkannt, die Code-Ermittlung liegt in keinem der enggezogenen Entscheidungsintervalle und liefern somit 0.2% verworfene Messungen. Die restlichen 998 und 1000 Messungen führten zu einer korrekt-positiven Code-Erkennung,

falsch-positive Interpretationen sind zu keiner einzigen gemessenen Tracer-markierten Flasche aufgetreten.
Dieses Ergebnis unterstreicht, dass Tracer-Based-Sorting mit bereits geringen Tracer-Konzentrationen von 10 ppm zu einer hoch präzisen Code-Erkennung führt und eine feine Code-Unterscheidung – hier per Abstufung für 21 unterscheidbare Codes demonstriert – zulässt, während aufgrund des Bewertungsverfahrens und der hohen Präzision falsch-positive Interpretationen von Messergebnisse nahezu ausgeschlossen werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Ziel des neuen Sortierverfahrens der Polysecure GmbH ist es, die Sortierung von Kunststoffen und anderen Materialien auf ein neues Level an Präzision, Reinheit und Effizienz zu heben. Dies ist ein zentraler Baustein, um das bisher ungenutzte Recyclingpotential v.a. von Kunststoffen besser auszuschöpfen. Die dabei vorgesehene Einzelschrittsortierung mit kombinierte Detektion (NIR, Farbe, Tracer, Bild (KI), opt. weitere Detektionstechnologien) resultiert in einem erstmals technologie-offenen, skalierbaren Sortierverfahren, welches zu einer Standardanwendung in der hochwertigen Sortierung von Wertstoffen jeglicher Art etabliert werden kann.

LITERATUR

European Commission (2018) A European Strategy for Plastics in a Circular Economy .

Gasde, J., Woidasky, J., Moesslein, J., Lang-Koetz, C. (2021) Plastics Recycling with Tracer-Based-Sorting: Challenges of a Potential Radical Technology. Sustainability, 13(1), 258.

LAGA (2021) Kennzeichnung / Identifizierung von Kunststoffen.

Neubauer, C., Stoifl, B., Tesar, M, Thaler, P. (2021) Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich: Status 2019. Hrsg.: Umweltbundesamt.

Plastics Europe (2022) The Circular Economy for Plastics.

Schmidt, J., Auer, M., Moesslein, J., Wendler, P., Wiethoff, S., Lang-Koetz, C., Woidasky, J. (2021) Challenges and Solutions for Plastic Packaging in a Circular Economy. Chemie Ingenieur Technik 93(11), S. 1751–1762.

SRU. (2020) Für eine entschlossene Umweltpolitik in Deutschland und Europa: Umweltgutachten 2020.

Wilts, H., von Gries, N., Dehne, I., Oetjen-Dehne, R., Buschow, N., Sanden, J. (2016) Entwicklung von Instrumenten und Maßnahmen zur Steigerung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen. Texte 65/2016. Umweltbundesamt.

Woidasky,J., Lang-Koetz, C., Heyde, M., Wiethoff, S., Sander, I., Schau, A., Moesslein, J., Fahr, M., Richards, B., Turshatov, A., Sorg, F. (2018) Tracer Based Sorting - Innovative Sorting Options for Post Consumer Products. Vorträge-Konferenzband zur 14. Recy & Depotech, S. 105-110.

Post-Consumer Kunststofffolienrecycling – Entwicklung einer feingutreduzierten Zerkleinerungstechnologie

S. Möllnitz[1] & S. Scheiflinger-Ehrenwerth[1]
[1)] Lindner-Recyclingtech GmbH, Produktmanagement, Spittal/Drau, Österreich

KURZFASSUNG: Der Schredder zerkleinert den Altkunststoff auf die richtige Korngröße für die nachfolgenden Trenn- und Sortierprozesse und ist daher ein wesentlicher Verfahrensschritt in der Prozesskette „Kunststoffrecycling“. Feingut, welches in der Vorzerkleinerung von Post-Consumer Kunststoffen entsteht, kann zum Beispiel zu Staubentwicklung, Überlastung der nachfolgenden Nahinfrarot(NIR)-Sortierung und somit zu Qualitätseinbußen im Output führen. Daher wird üblicherweise eine Siebung vorgeschalten, um das Kornspektrum nach unten hin zu begrenzen. Das bedeutet aber auch Materialverlust für das Recycling und somit zusätzliche Kosten für Aufbereitung oder Entsorgung des Feingutes. Genau hier setzt die nachfolgende Untersuchung mit der Entwicklung einer feingutreduzierten Zerkleinerungstechnologie an. Als Praxisbeispiel wird diese im Folgenden an einer Altfolienrecyclinganlage vorgestellt. Ziel war es die Feingutgenerierung des Bestandsschredders zu erheben und durch Einsatz des neuen Zerkleinerungssetups signifikant zu reduzieren. Somit wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt, Proben der zerkleinerten Kunststofffolien gezogen und Siebanalysen durchgeführt. Das Ergebnis: Mit dem neuen Zerkleinerungssetup konnte der Feingutanteil <50 mm von 19% auf 11% reduziert und somit die Anlagenwertschöpfung gesteigert werden.

1 EINLEITUNG

Die Zerkleinerungstechnik ist ein wichtiger Verfahrensschritt in der Aufbereitung von Altkunststoffen für das Recycling. Wie der Schredder aufgebaut ist (z.B. Messertype, Siebeinsätze, Nachdrücker etc.) und mit welchem Parametersetup (z.B. Drehzahl, Füllstand, Nachdrückerintervall etc.) dieser betrieben wird, ist einerseits vom Inputmaterial selbst und andererseits von den nachfolgenden Verfahrensschritten abhängig. Hauptziele der Zerkleinerung sind neben dem Aufschließen von Materialverbunden und der Vergrößerung der spezifischen Kornoberfläche, die gezielte Reduktion der Korngröße und Herstellung einer bestimmten Korngrößenverteilung, um Material sortierfähig zu machen (Kranert & Cord-Landwehr 2010). Somit kann durch die Wahl des richtigen Schredder-Setups die Produktivität der Nachfolgeaggregate und somit die Outputqualität maßgeblich beeinflusst werden. Im Kunststoffrecycling werden die Zielkunststofftypen üblicherweise mittels NIR-Sortierer aus dem Stoffstrom sortiert. Im Speziellen im Folienrecycling sind Korngröße (KG) und Feingutanteil (FG) wesentliche Faktoren für den Sortiererfolg (Kranert & Cord-Landwehr 2010). FG kann in Form von Verunreinigungen bereits im Inputmaterial vorhanden sein sowie im Zerkleinerungsprozess entstehen. Ein zu hoher Feingutanteil kann z.B. zu Staubentwicklung, Fehlschüssen der NIR-Sortiereinheiten (höherer Druckluftverbrauch) durch Bewegungen der zu kleinen, leichten Objekte und somit zu einer schlechteren Produktqualität führen. Zudem besteht Feingut welches in der Aufbereitung von Post-Consumer Kunststoffabfällen anfällt, zum Teil aus Fremd- bzw. Störstoffen aber enthält auch wertvolle Zielkunststoffe, die dem Recycling durch Absiebung des Feingutes verloren gehen (Möllnitz et al. 2021). Da eine Aufbereitung bzw. Entsorgung des Feingutes mit Kosten verbunden ist, gilt es einen Kompromiss zu finden. Daher hat sich das Projekt zum Ziel gesetzt, eine feingutreduzierte Zerkleinerungstechnologie für das Post-Consumer Kunststoffrecycling zu entwickeln und im Folgenden die Ergebnisse am Beispiel einer realen Altfolienrecyclinganlage vorzustellen.

2 MATERIAL UND METHODIK

Als Versuchsmaterial wurden Post-Consumer Kunststofffolien (vgl. Abb. 1) mit einer Restfeuchte von 10% aus der Sortierung eingesetzt. Für beide Zerkleinerungsversuche wurde Folienmaterial aus derselben Liefercharge (ca. 11 t pro Versuch) verwendet um Materialschwankungen zwischen den Versuchen so gering wie möglich zu halten und somit vergleichbare Versuchsbedingungen zu schaffen.

Abb. 1: Kunststofffolien vor der Zerkleinerung (links), LINDNER Schredder, Modell JUPITER 2200 BW (mitte), Kunststofffolien nach der Zerkleinerung (rechts)

Die zwei Zerkleinerungsversuche zur Untersuchung des Einflusses des neu entwickelten Zerkleinerungssetups auf die Feingutgenerierung im Kunststofffolienrecycling wurden unter Produktionsbedingungen in einer industriellen Folienrecyclinganlage in Deutschland durchgeführt. Im ersten Versuch wurde die Ist-Situation der Feingutgenerierung im Zerkleinerungsprozess von Altkunststofffolien erhoben. Hierzu wurde der LINDNER-Schredder Typ Jupiter 2200 BW (siehe Abb. 1) mit dem bisher bewährten Parametersetup und Hardwarekonfiguration betrieben. Für den zweiten Versuch wurden einzelne Schredderkomponenten umgebaut und eine Neuentwicklung der Rotormesser sowie ein neues auf reduzierten Feinanteil angepasstes Parametersetup eingestellt.
Um vergleichbare Versuchsbedingungen hinsichtlich Messerverschleiß zu schaffen, wurden für den ersten Versuch die bestehenden Rotormesser auf eine neue Schneidkante gedreht bzw. getauscht sowie der Schnittspalt eingestellt und für Versuch 2 die neuen Messer eingebaut und ebenfalls der Schnittspalt optimal eingestellt.

2.1 Versuchsdurchführung und Siebung

Das Fließbild der Methodik sowie der relevante Anlagenbereich sind in Abb. 2 dargestellt. Nach der Ballenöffnung werden die losen Kunststofffolien mittels Radlader auf ein Zuförderband gegeben, welches den Schredder beschickt. Das zerkleinerte Material (KG ca.0–300 mm) wird in einen Materialbunker und weiter über ein Reversierband an zwei Ballistikseparatoren gefördert. Für die Versuche wurde nur ein Ballistikseparator mit einer gemischten Paddellochung von 30 mm und 50 mm beschickt und das vorgeschaltete Reversierband für die Probename aus dem fallenden Stoffstrom genutzt. Da der Schredder anlagenbedingt für jede Probenahme abgestellt werden musste, wurde um konstante Betriebsbedingungen (keine Anfahreffekte) sicherzustellen, ein Probenahmeintervall von ca. 30 Minuten gewählt. Bei jedem Versuch (Versuchszeit jeweils ca. 2,5 h) wurden fünf Materialproben zu je 2 m³ gezogen. Die Proben wurden anschließend mittels Viertelmethode auf ca. 0,5 m³ verjüngt und vollständig mit einem in Abb. 3 dargestellten Sechskanttrommelsieb (Durchmesser = 1.000 mm, Drehzahl = 16 U/min; Neigungswinkel = 4,5°; Verweilzeit ca. 3-5 min.) gesiebt. Für die Siebanalyse wurden 10, 40 und 80 mm als Siebschnitt gewählt und mit dem größten begonnen.

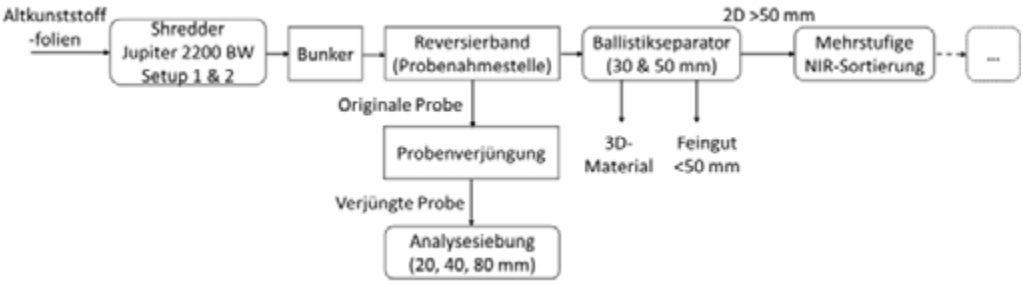


Abb. 2: Flussdiagramm zur Methodikdarstellung, relevanter Anlagenbereich mit Probenahmestelle

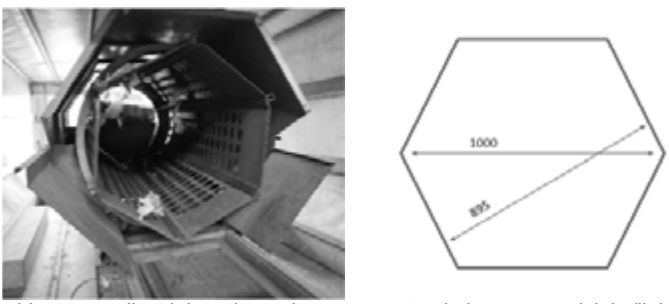


Abb. 3: Für die Siebanalyse eingesetztes Sechskanttrommelsieb (links) und Trommelabmessungen in mm (rechts)

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Für die Auswertung wurden für beide Zerkleinerungsversuche jeweils die fünf Einzelsiebkurven der Folienproben zu gemittelten Siebdurchgangskurven zusammengefasst (siehe Abb. 4). Zusätzlich wurden an den Schnittstellen der beiden Siebdurchgangskurven mit der Korngröße 50 mm horizontale Linien eingefügt.

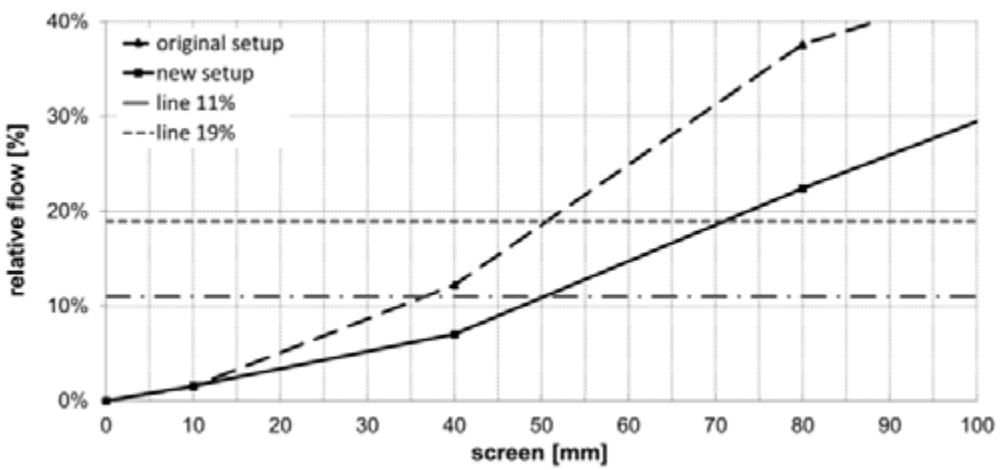


Abb. 4: Gemittelte Sieblinien aus den beiden Zerkleinerungsversuchen mit dem bisherigen und neuen Schredder-Setup

Da in der betrachteten Kunststofffolienrecyclinganlage die FG-Abtrennung mittels Ballistikseparatoren bei 30 mm und 50 mm durchgeführt wird, wurde der Fokus der Auswertung auf den interpolierten Wert bei 50 mm gelegt (horizontale Linien in Abb. 4), um ein anlagenbezogenes Ergebnis darzustellen. Der Vergleich beider Sieblinien zeigt deutlich, dass im Kunststofffolienrecycling mit dem neu entwickelten Zerkleinerungssetup eine Reduktion des im Zerkleinerungsprozesses generierten Feingutes (KG <50 mm) um durchschnittlich 8% erreicht werden kann. Das heißt eine nahezu Halbierung der Feingutgenerierung. Dieses Ergebnis zeigt deutlich, dass durch eine geeignete Zerkleinerungstechnologie die Wertschöpfung der gesamten Kunststoffrecyclinganlage gesteigert werden kann.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Versuche zur Reduktion des Feingutanteils mittels neuem LINDNER Zerkleinerungssetup der Jupiter Baureihe für die Vorzerkleinerung von Post-Consumer Kunststoffen zeigen, dass für den konkreten Anwendungsfall „Kunststofffolienrecycling“ eine deutliche Reduktion des Feingutanteils möglich ist, wodurch eine wesentliche Optimierung im Gesamtrecyclingprozess ermöglicht wird. Auf Basis dieser Ergebnisse werden weitere Versuchsreihen in industriellen Kunststoffrecyclinganlagen mit anderen Inputmaterialien durchgeführt, um das entwickelte feingutreduzierte Zerkleinerungssetup weiter zu testen und gegebenenfalls für andere Inputströme im Kunststoffrecycling adaptieren zu können.

LITERATUR

Kranert, M., Cord-Landwehr, K. (2010) *Einführung in die Abfallwirtschaft* (4. Auflage). Berlin, Deutschland: Vieweg+Teubner.

Möllnitz, S., Küppers, B., Curtis, A., Khodier, K., Sarc, R. (2021) *Influence of pre-screening on down-stream processing for the production of plastic enriched fractions for recycling from mixed commercial and municipal waste*. Waste Management 119, 365-373, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.007.

Verbesserte Trennung von Mehr- und Einschichtfolien mittels Nahinfrarotspektroskopie

G. Koinig[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Verwendung von Folienverpackungen birgt durch die Verbindung von minimalem Materialeinsatz zur Erfüllung mannigfaltiger Anforderungen enorme Vorteile. Diese Vorteile haben, widergespiegelt durch den Einsatz von über 69.000 t Folienverpackungen in Österreich pro Jahr, sowohl Produzent als auch Konsument erkannt. Die Materialkomposition und geringe Schichtdicke, die den Einsatz dieser Folien erst sinnvoll machen, führen im konventionellen Sortierprozess zu Komplikationen. Im Projekt Multilayer Detection wurden Methoden erarbeitet, die es ermöglichen bereits bestehende Nahinfrarot - Sortieraggregate umzurüsten und so eine Trennung zwischen Ein- und Mehrschichtfolien erlauben. Durch die Adaption für eine Messung in Transflektion, den Einsatz von Machine Learning Algorithmen, Multivariate Datenanalyse und Methoden zur digitalen Spektralverbesserung, können die Stoffspezifischen Hindernisse in der Nahinfrarotsortierung überwunden und eine Monomaterial Reinfraktion gewonnen werden und dem Materialkreislauf zugeführt werden. Dieser Wiedereinsatz und der die damit verbundene Reduktion der thermisch verwerteten Folienfraktion, erhöht die Recyclingquote, verbessert die Kreislaufwirtschaft der Kunststoffe und schafft eine wertschöpfende Rohstoffquelle aus bisher ignorierten Wertstoffen.

1 MOTIVATION

Die Europäische Union fordert von den Mitgliedstaaten eine Recyclingquote von 55% bis zum Jahr 2030 zu erreichen. In Österreich fallen derzeit pro Jahr in etwa 300.000 t an Kunststoffverpackungsabfall an, wovon etwa 69.000 t auf Folienverpackungen kleiner DIN A4 entfallen (van Eygen, 2015). Diese Post-Consumer Kunststofffolien werden derzeit größtenteils einer thermischen Verwertung zugeführt. Diese Art der Verwertung dient jedoch nicht der Erhöhung der Recyclingquote und verschwendet gleichzeitig wertvolle Ressourcen, die einer stofflichen Verwertung zugeführt werden könnten. Ein Grund für den geringen Anteil an stofflich verwerteten Folienverpackungen sind die Schwierigkeiten vor die sie die herkömmliche Abfallwirtschaft stellen. Aufgrund der geringen Schichtdicke und des komplexen Schichtaufbaus bei Multilayerfolien sind sie nur bedingt mittels Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) sortierbar (Jezensky et al., 2014; Chen et al., 2020). Der Schichtaufbau und die geringe Materialstärke sind jedoch exakt jene Eigenschaften, die die Folienverpackungen attraktiv für Hersteller und Konsument machen, da sie bei minimalem Materialeinsatz mannigfaltige Aufgaben, wie etwa Produktschutz, Bedruckbarkeit, UV – Schutz und Gasundurchlässigkeit, erfüllen. Eine Abänderung der Folienverpackungen hin zu höherer Schichtdicke und weg von Mehrschichtaufbau wäre also kontraproduktiv. Sowohl in Hinsicht auf die Einsparungen in CO2 im Transport, welche das Verhältnis von Verpackung zu Produkt erlauben als auch in Hinsicht auf den gewünschten sparsamen Einsatz von Verpackungsmaterialien (Koinig et al., 2021).
Im Projekt Multilayer Detection wird daher an der Adaption bestehender Sortiermethoden, wie etwa der NIRS, geforscht, um eine kostengünstige Methode für die Trennung von Mehrschicht- und Einschichtfolien zu ermöglichen. Diese Abtrennung der Einschichtfolien führt dazu, dass diese einer stofflichen Verwertung zugeführt werden kann. Ein Problem die es dabei zu lösen gilt, sind die geringe Spektralqualität der Folien, welche auf die geringe Schichtdicke zurückzuführen ist (Masoumi et al., 2012). Weiters treten durch die Sandwichkonstruktion und die geringe Schichtdicke destruktive Interferenzen auf, welche sich in Sinusförmigen Überlagerungen der Spektra äußern, welche den Informationsgehalt reduzieren (Jezensky et al., 2004). Außerdem erhöht die Vielzahl an möglichen Kombinationen im Aufbau von Mehrschichtfolien die Komplexität der Sortieraufgabe, welche durch neue Sortiermodelle beherrschbar werden kann (Koinig et al., 2022a).

2 METHODEN

2.1 Messung in Transflektion

Zur Verbesserung der Spektralqualität wurde das Nahinfrarotsortieraggregat am AVAW adaptiert um Messungen in Transflektion zu ermöglichen. Einen Vergleich zwischen den Spektren einer 25µm dicken Folie gemessen in Reflektion und Transflektion zeigt Abb. 1. Hier ist offensichtlich, dass die Messung in Reflektion für eine Klassifizierung ungeeignet ist. Die charakteristischen Materialpeaks die den Fingerabdruck des Polymers darstellen, sind aufgrund der hohen Unschärfe des Spektrums und durch die Überlagerung durch die erwähnte Sinusschwingung nicht erkennbar. Durch die Adaption für eine Messung in Transflektion erhöht sich die Spektralqualität und eine Klassifizierung ist möglich.

2.2 Spektralverbesserung durch Fast Fourier Transformation

Das Auftreten der Sinusförmigen Überlagerung, bedingt durch destruktive Interferenzen, kann mittels Fast Fourier Transformation (FFT) und einer anschließenden Rekonstruktion der Spektren aus ihren Fourier Komponenten, welche tatsächlich für die Klassifikation relevante Information enthalten, reduziert werden. (Jeszenszky et al., 2004). Dieses Verfahren wurde bislang manuell durchgeführt und ist daher sehr zeitaufwendig und arbeitsintensiv. Durch Automation der Filterposition, welcher die Sinusüberlagerung eliminiert bestimmt, lässt sich dieses Verfahren automatisieren. Das rekonstruierte Spektrum kann dann ebenfalls für eine Klassifikation verwendet werden (Koinig et al., 2022c).

2.3 Sortierung mittels Machine Learning Methoden

Bei diesen Versuchen äußerte sich die Einschränkung bestehender Sortiersysteme in der Erkennung von Mehrschichtfolien. Die schiere Menge an unterschiedlichen Aufbauten dieser Verpackungsart, macht den Einsatz eines Sortiermodells attraktiv, bei dem Mehrschichtfolien als solche erkannt werden, ohne dem Sortiermodell jede erdenkliche Kombination von Polymeren und deren Spektrum explizit anlernen zu müssen. Um dies zu erreichen wurde eine Hauptkomponentenzerlegung (PCA) von rd. 17000 Spektren von Mehrschicht- und Einschichtfolien durchgeführt, um zu klären, ob es charakteristische Unterschiede in den Spektren von Mehrschicht- und Einschichtfolien gibt, die unabhängig vom Material, eine Unterscheidung dieser beiden Klassen zulassen.

2.4 Handsortierung zur Ermittlung des Multilayer – Anteils

Um zusätzlich zum Anteil an Folienverpackungen im österreichischen Abfallstrom ebenfalls den Anteil an Mehrschichtfolien zu ermitteln, wurden Handsortierungen des Inputmaterials einer österreichischen Abfallsortieranlage durchgeführt. Diese Untersuchungen trennten den 2D Anteil an der angelieferten Kunststoffverpackungsfraktion händisch ab. Die so gewonnene Folienfraktion wurden anschließend mittels Fourier-Transform-Infrarotspektrometer Analyse auf ihre Materialzusammensetzung untersucht. So konnte der Anteil an Mehrschichtfolien im österreichischen Folienabfall abgeschätzt werden (Koinig et al., 2022b).

2.5 Lebenszyklusanalyse von Kunststofffolienverpackungen

Auf Basis der Handsortierergebnisse wurde eine Lebenszyklusanalyse (LCA) für die Herstellung, Verwertung und Rezyklierung von Verpackungsfolien durchgeführt. Die LCA untersuchte den Effekt, den eine verstärkte Rezyklierung von Folienverpackungen auf das Global Warming Potential (GWP) und den Verbrauch von fossilen Rohstoffen (ADPF) haben würde. Als Basis für die LCA wurde eine funktionelle Einheit von 1000kg Folienverpackungen herangezogen und die Emissionen der Verwertungs- und Produktionsprozesse anhand des Umweltberichtes des Bundesministeriums für Tourismus und Nachhaltigkeit abgeschätzt. Anschließend wurden verschiedene Szenarien, die eine verbesserte Sammlung, Sortierung und Rezyklierung von Folienverpackung widerspiegeln berechnet.

2.6 Sortierversuche und mechanische Prüfung des gewonnenen Rezyklates

Auf Basis der verbesserten Spektren durch Messung in Transflektion wurden Sortierversuche durchgeführt. In diesen Sortierversuchen wurden Monolayer- von Multilayerfolien getrennt. Weiters wurde die Monolayerfraktion in die Fraktionen Polyethylen (PE), PP und Polyethylenterephthalat (PET) sortiert. Diese Versuche wurden einmal mittels Messung in Transflektion und einmal, als Referenz, klassisch in Reflektion durchgeführt. Weiters werden aus den geschaffenen Monomaterialfraktionen Prüfkörper hergestellt, um die mechanischen Eigenschaften des daraus gewinnbaren Rezyklates zu prüfen und ihre Eignung für die Verwendung im Recycling abzuschätzen.

3 RESULTATE

3.1 Messung in Transflektion

Durch die Messung in Transflektion konnte Variabilität sowie das Rauschen in den Folienspektren reduziert werden (Koinig et al., 2022a). Während der Versuche zeigte die Erhöhung des Reflexionsvermögens des Hintergrundmaterials den größten Einfluss auf die spektrale Qualität, wobei Aluminium vielversprechende Ergebnisse zeigte und der stärker reflektierende Kupferreflektor die spektralen Aufzeichnungen weiter verbesserte. Dieser Effekt verbesserte die spektrale Qualität aller Proben, unabhängig von Dicke oder Materialtyp. Dieser Effekt wurde außerdem durch statistische Auswertung für die spektrale Variabilität und die Reflektivität des jeweiligen Hintergrunds gestützt, die einen R^2-Wert von 0,99 ergab (Koinig et al., 2022a). Die Verbesserung der Spektren durch Transflektionsmessung ist in Abb. 1 dargestellt. In [A] ist ein Spektrum in Reflektion gemessen. Hier werden die Sinusförmigen Überlagerungen und der geringe Informationsgehalt, sprich das Fehlen von charakteristischen Peaks, sichtbar. Das Spektrum in [B] wurde in Transflektion aufgenommen. Die Sinusüberlagrerungen wurden reduziert und charakteristische Peaks zur Klassifikation werden sichtbar.

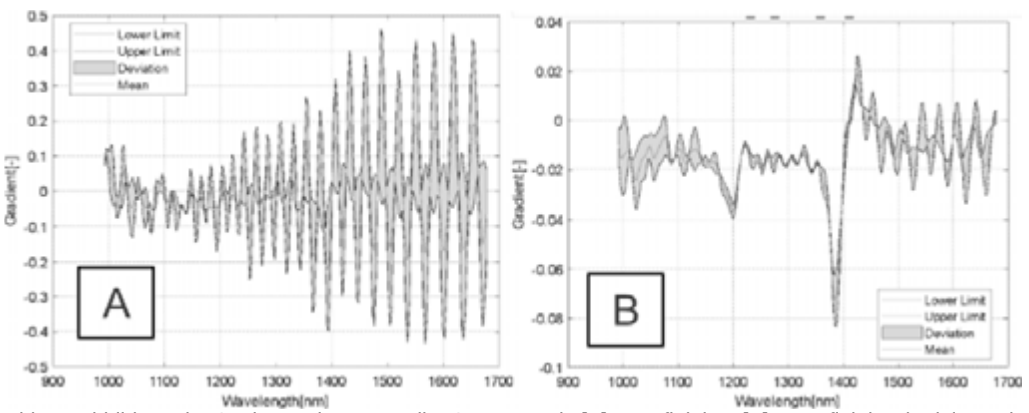


Abb. 1: Abbildung der Spektren einer PE Folie. Gemessen in [A] In Reflektion. [B] Transflektion (Koinig et al., 2022a)

3.2 Spektralverbesserung durch FFT

Die Manipulation der Rohspektren mittels FFT reduzierte die Sinusüberlagerungen und steigerte so den Informationsgehalt der in Transflektion aufgenommenen Spektren weiter. Ein derartig rekonstruiertes Spektrum und ein Vergleichsspektrum einer Polypropylenprobe (PP) Referenzobjektes sind in Abb. 2 dargestellt. Hier ist erkennbar, dass zwar der erste charakteristische Bereich um 1150 nm verloren ging, der charakteristische Bereich bei 1350 -1400 nm jedoch zurückgewonnen werden konnte (Koinig et al., 2022c).

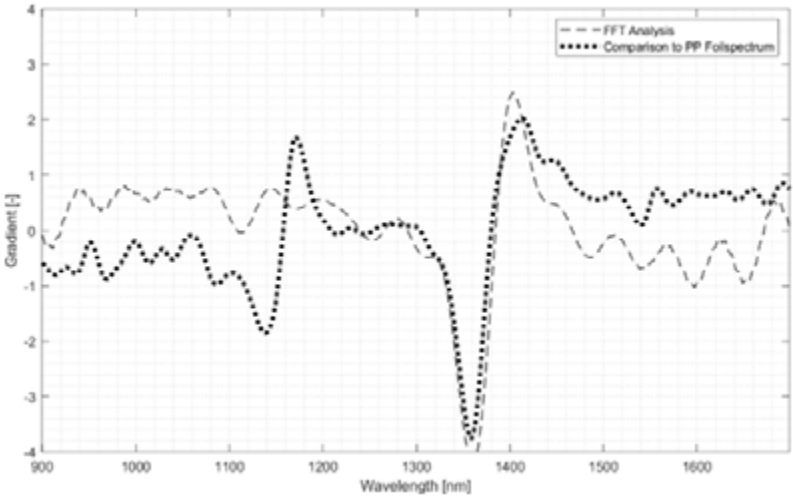


Abb. 2: Rekonstruiertes Folienspektrum einer 25µm PP Folie (Koinig et al., 2022c)

3.3 Handsortierung zur Ermittlung des Multilayer – Anteils

Im Rahmen der Handsortierung von Folienverpackungsabfällen wurde ermittelt, dass etwa 15% aller Folienverpackungen aus zwei oder mehr Materialien bestehen, also Multilayerfolien sind. Anhand dieser Sortierergebnisse wurde Szenarien errechnet, die die Veränderung der Recyclingquote wiederspiegeln, wenn Folienabfälle nicht mehr thermisch, sondern stofflich verwertet werden. In Abb. 3 ist sichtbar, dass sich die Menge an Mehrschichtfolien in der Small Films Fraktion auf etwa 10.260 t Mehrschichtfolien beläuft. Hier ist ein Szenario abgebildet, indem eine Ausschleusung er Mehrschichtfolien durch neue Sortiermethoden erfolgt, wodurch die Einschichtfolienfraktion eine stoffliche Verwertung zugeführt werden kann. Eine derartige Änderung des Status Quo würde die derzeitige Recyclingquote von 25.7% auf 35.5% anheben (Koinig et al., 2022b).

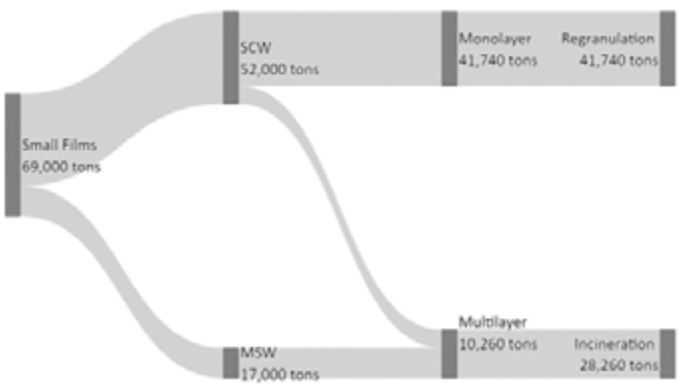


Abb. 3: Sankey Diagramm zur Darstellung des Materialflusses von Folienverpackungen. (Koinig et al., 2022b)

3.4 Sortierung mittels Machine Learning Methoden

Die PCA der Mono- und Multilayerspektren zeigte, dass sich die Varianz im Modell bereits durch 3 charakteristische Spektralbanden erklären lässt. Auf Basis dieser Erkenntnis wurden Machine Learning Algorithmen auf ihre Geschwindigkeit und Genauigkeit hin untersucht. Diese Untersuchungen zeigten, dass eine Support Vector Machine mit einer vorangegangenen PCA sowohl die höchste Geschwindigkeit als auch Genauigkeit liefert. Weiters wurden Neurale Netzwerke erfolgreich zur Klassifizierung von Spektralaufnahmen von Folienverpackungen angewandt. In Abb. 4 ist die Pareto - Verteilung der Hautpkomponenten abgebildet. Hier wird sichtbar, dass sich die

Varianz im Modell anhand von drei Hauptkomponenten zu etwa 85% erklären lässt (Koinig et al., 2022c).

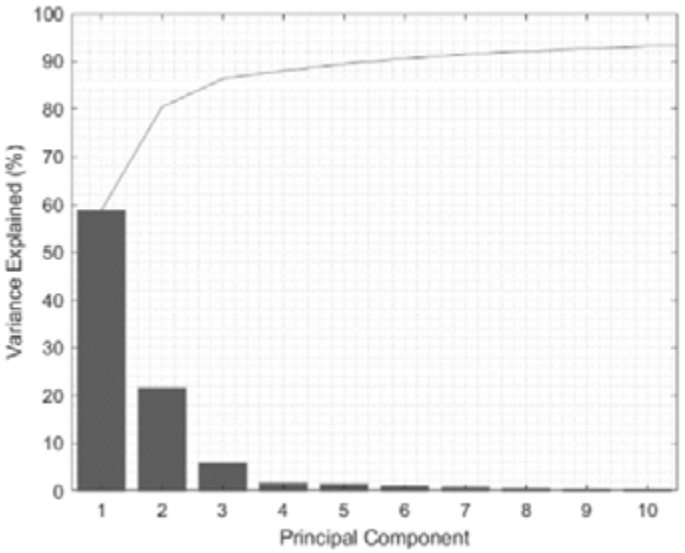


Abb. 4: Realer Folienabfall – Schmelzkurve des Aufgabematerials (Koinig et al., 2022c)

3.5 Lebenszyklusanalyse von Kunststofffolienverpackungen

Die durchgeführte LCA lieferte das Ergebnis, dass durch eine Ausnützung der derzeit möglich maximalen Rezyklatmenge in der Folienproduktion das GWP um etwa 34% und die ADPF um etwa 19% verringern würden. Theoretisch sind durch einen geschlossenen Stoffkreislauf der Folienverpackungen Einsparungen von etwa 90%, respektive 93% von GWP und ADPF möglich. Da diese Werte in der Praxis unerreichbar sind, wurde ebenfalls das Einsparungspotential errechnet, wenn die Recyclingziele in der Folienverpackungsfraktion erreicht werden. Dies erlaubt eine Einsparung von -40% des GWP und -42% der ADPF (Koinig et al., 2022d). Tab. 1 gibt die jeweiligen Ergebnisse der LCA wieder.

Tab. 1: Vergleich von GWP und ADPF in Hinsicht auf Verwertung der Folienfraktion

Szenario	Δ GWP resp. Status Quo [%]	Δ ADPF resp. Status Quo [%]
Recyclingziele 2025	- 34	- 36
Recyclingziele 2030	- 40	- 42
Maximaler Rezyklateinsatz	- 34	- 19
Geschlossener Materialkreislauf	- 90	- 93

3.6 Sortierversuche und mechanische Prüfung des gewonnenen Rezyklates

Die Sortierversuche zum Vergleich der Erreichbaren Reinheit der erzeugten Folienfraktionen zeigten, dass sich durch Anwendung der Transflektionsmessung bessere Werte erzielen lassen. In der herkömmlichen Reflektionsmessung wurde in der PE Fraktion eine Reinheit von 87% erreicht und in der PP Fraktion eine Reinheit von 30%. Im Vergleich wurde in den Transflektionsmessungen eine Reinheit von 97% der PE Fraktion und 94% der PP Fraktion erreicht. Die Auswertung der mechanischen Prüfung der aus den Rezyklaten hergestellten Zugproben ist zum Zeitpunkt der Verfassung dieses Artikels noch ausständig. Tab. 2 enthält die Aufschlüsselung der erstellten Proben, die zur Herstellung der Prüfkörper herangezogen wurden.

Tab. 2: Zusammensetzung der Folienfraktionen. Sortiert in Reflektion und Transflektion

Material / Fraktion	PE [kg]	PEPP [kg]	PEPA [kg]	PEPET [kg]	PP [kg]	PPPA [kg]	PPPET [kg]	Reinheit [%]
TF PP	0.005	0.011	0	0.001	0.276	0.002	0	94
TF PE	0.650	0.004	0.013	0	0.003	0	0	97
RF PP	0.382	0.006	0.035	0	0.016	0.002	0.000	87
RF PE	0.199	0.009	0.048	0.004	0.118	0.013	0.001	30

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Untersuchungen zeigen, dass sich die Sortierung von Folienabfällen mittels einfacher Adaption der Sortieraggregate verbessern lässt. Weiters konnte gezeigt werden, dass Machine Learning eine geeignete Sammlung an Werkzeugen für die Erstellung von Sortiermodellen für die Trennung von Ein- und Mehrschichtfolien bietet. Dies gelingt unabhängig von der eigentlichen Materialzusammenstellung der Mehrschichtfolien. Als Basis für eine LCA wurde eine Handsortierung durchgeführt. Diese Handsortierung hat gezeigt, dass mit einem Anteil von etwa 15% Mehrschichtfolien einen beträchtlichen Anteil am Aufkommen der 2D Verpackungen darstellen. Auf Basis dieser Handsortierung wurde eine LCA durchgeführt in der gezeigt werden konnte, dass die stoffliche Verwertung der Folienverpackungen der thermischen Verwertung im Hinblick auf GWP und ADPF, trotz erhöhtem Recyclingaufwand, vorzuziehen ist. Schlussendlich wurden Sortierversuche durchgeführt die zeigen konnten, dass die Sortierung an einem Stand der Technik Sortierer mittels Transflektion bessere Ergebnisse liefert als einer Sortierung in Reflektion.

LITERATUR

Chen, X., Kroell, N., Feil, A., & Pretz, T. (2020). Volume 13 - December 2020. Detritus(13), 62–66. https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.14027

Jeszenszky, E., Kocsányi, L., & Richter, P. (2004). Eliminating the interference pattern in near-infrared spectra used for identification of thin plastic foils. Applied Spectroscopy, 58(6), 693–697. https://doi.org/10.1366/000370204872953

Koinig, G., Rutrecht, B., & Vollprecht, D. (2022). Recycling von Multilayerfolien. Österreichische Wasser- Und Abfallwirtschaft, 74(1-2), 32–38. https://doi.org/10.1007/s00506-021-00813-w

Koinig, G., Friedrich, K., Rutrecht, B., Oreski, G., Barretta, C., & Vollprecht, D. (2022). Influence of reflective materials, emitter intensity and foil thickness on the variability of near-infrared spectra of 2D plastic packaging materials. Waste Management (New York, N.Y.), 144, 543–551. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.019

Koinig, G., Rutrecht, B., Friedrich, K., Barretta, C., & Vollprecht, D. (2022). Latent Recycling Potential of Multilayer Films in Austrian Waste Management. Polymers, 14(8). https://doi.org/10.3390/polym14081553

Koinig, G., Grath, E., Barretta, C., Friedrich, K., & Vollprecht, D. (2022). Lifecycle assessment for recycling processes of monolayer and multilayer films: A comparison. Manuscript submitted for publication.

Koinig, G., Kuhn, N., Barretta, C., Friedrich, K., & Vollprecht, D. (2022). Evaluation of improvements in the separation of monolayer and multilayer films via measurements in transflection and application of machine learning approaches, Manuscript submitted for publication.

Hamed Masoumi, Seyed Mohsen Safavi, & Zahra Khani (2012). Identification And Classification Of Plastic Resins Using Near Infrared Reflectance Spectroscopy. Advance online publication. https://doi.org/10.5281/zenodo.1076916

van Eygen, E., Laner, D., & Fellner, J. (2018). Circular economy of plastic packaging: Current practice and perspectives in Austria. Waste Management (New York, N.Y.), 72, 55–64. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.040

ReWaste4.0 und ReWaste F: Entwicklung des Recyclingindex für Ersatzbrennstoffe zum internationalen Standard

R. Sarc[1] & S.A. Viczek[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das COMET K-Projekt ReWaste4.0 wurde 2017 ins Leben gerufen, um den Paradigmenwechsel hin zu einer „Circular Economy 4.0“ für gemischte, nicht gefährliche kommunale und gewerbliche Abfälle einzuleiten. Im Rahmen des Projekts und des Nachfolgeprojekts ReWaste F werden abfallwirtschaftliche Themen auf drei Ebenen behandelt: Material-, Technologie- und Digitalisierungsebene. Auf der Materialebene wurde ein strategisch wichtiges Forschungsthema begonnen, das sich mit der gleichzeitigen stofflichen und energetischen Verwertung von Ersatzbrennstoffen (SRF) beschäftigt. Auf Basis der im Projekt erzielten Forschungsergebnisse wird aktuell eine internationale ISO EN Norm zur Bestimmung des stofflich verwertbaren Anteils von SRF erarbeitet, die 2024 veröffentlicht werden soll.

1 EINLEITUNG

Nachhaltigkeit, regionale und globale Abfallproblematik, Umwelt- und Klimaschutz sowie materialspezifische Recyclingfähigkeit und technisches Recycling mit dem Einsatz von qualitätsgesicherten sekundären Roh- und Brennstoffen in der industriellen Produktion von neuen Produkten sind international aktuelle gesellschaftliche Themen mit hohem Stellenwert. Aus diesem Grund haben 2017 zwei wissenschaftliche und acht Unternehmenspartner im Rahmen des FFG-geförderten COMET K-Projekts "ReWaste4.0" den ehrgeizigen Paradigmenwechsel eingeleitet, der für die Weiterentwicklung der Umwelttechnik & Abfallwirtschaft für nicht gefährliche, gemischte kommunale und gewerbliche Abfälle in Richtung „Circular Economy 4.0“ erforderlich ist. ReWaste F - Recycling and Recovery of Waste for Future - ist die konsequente, qualitativ hochwertige F&E-Fortsetzung für den Zeitraum 2021 bis 2025. Das ReWaste F Konsortium besteht aus vier wissenschaftlichen Partnern (Montanuniversität Leoben - Konsortialführer ist der Lehrstuhl AVAW, FH Joanneum GmbH, Know-Center GmbH und Recendt GmbH) und 14 aus der Wirtschaft (Andritz AG, Redwave GmbH, EVK DI Kerschhaggl GmbH, Green Tech Cluster Styria GmbH, IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Komptech GmbH, Lafarge Zementwerke GmbH, Mayer Recycling GmbH, Müllex-Umwelt-Säuberung GmbH, RecycleMe GmbH, Saubermacher Dienstleistungs AG, Siemens AG Austria, TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH). Die wissenschaftliche und wirtschaftliche Relevanz der beiden Projekte ergibt sich i.W. auf drei Ebenen: Materialebene (Materialcharakterisierung auf Partikelebene mit Wert- und Schadstoffinformationen und Aufbau von materialspezifischen Datenbanken), Technologieebene (technische Maschinen- und Prozessweiterentwicklung) und Digitalisierungsebene (experimentelle sowie anwendungsnahe Gewinnung, Analyse und Modellierung von Abfall- und Maschinendaten). Nur die gleichzeitige Verbindung dieser drei Ebenen mit Partnern entlang der gesamten Wertschöpfungskette ermöglicht eine vernetzte Industrialisierung und ressourcenoptimierte Recyclingwirtschaft in Österreich aber auch weltweit.
Ein strategisch wichtiges Forschungsthema, das auf der Materialebene im ReWaste positioniert ist und auch mehrere Partner entlang der Wertschöpfungskette verbindet, ist das Thema Recycling-Index (R-Index) von Ersatzbrennstoffen (SRF) beim Einsatz (d.h. Co-Processing) in der Zementindustrie.

2 CO-PROCESSING VON ERSATZBRENNSTOFFEN – ENTWICKLUNG DES R-INDEX

Wenn Ersatzbrennstoffe in der Zementindustrie eingesetzt werden, wird dieser Prozess oft auch als Co-Processing bezeichnet, ein Begriff, der industrielle Prozesse umfasst, die gleichzeitig eine Energienutzung und das Recycling (d.h. stoffliche Verwertung) des mineralischen Inhalts des Brennstoffes ermöglichen (Basel Convention 2012, de Queiroz Lamas et al. 2013, Vodegel et al. 2018). Dadurch wird der Ersatz sowohl mineralischer Ressourcen als auch fossiler Brennstoffe sichergestellt.
Rechtlich betrachtet ist Co-Processing in der EU als reine energetische Verwertung eingestuft (R1 Verfahren: „Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung“ (EC 2008)). In einzelnen Ländern wurde jedoch bereits eine „gemischte Verwertung“, also die teilweise energetische und teilweise stoffliche Verwertung, für bestimmte Abfallströme anerkannt, vgl. dazu Viczek et al. (2020b) im Konferenzband der Recy&Depo Tech 2020.
Als Folge der Einstufung als R1 Verfahren ist Co-Processing als gleichzeitige stoffliche und thermische, also gemischte Verwertung EU-weit noch nicht in Bezug auf die Recyclingziele (z. B. für Siedlungsabfälle) gemäß Kreislaufwirtschaftspaket berücksichtigt, aber bis 2028 – vgl. Artikel 11 (7) der geänderten Abfallrahmenrichtlinie 2018 (EC 2018) – soll eine Überprüfung und erneute Beurteilung durch die Europäische Kommission hinsichtlich der gemischten Verwertung erfolgen. Um eine solche Beurteilung basierend auf wissenschaftlichen Untersuchungen zu ermöglichen, wurde im Rahmen von ReWaste4.0 eine Methode zur Bestimmung der Aschezusammensetzung von Ersatzbrennstoffen entwickelt und getestet.

2.1 Entwicklung einer analytischen Methode

Voraussetzung für die Berechnung des stofflich verwertbaren Anteils von Ersatzbrennstoffen (SRF) ist eine analytische Methode zur Bestimmung der Zusammensetzung der Ersatzbrennstoffaschen. Diese wurde basierend auf existierenden Normen mit verschiedenen Veraschungstemperaturen (550°C, 815°C, 950°C), Aufschlussmethoden (mikrowellenunterstützter Säureaufschluss, Schmelzaufschluss) und instrumentellen Methoden (ICP-MS, ICP-OES, RFA) von Aldrian et al. (2020) entwickelt und laborintern validiert.
Auf Basis der chemischen Analysen erfolgt die Berechnung des stofflich verwertbaren Anteils bezogen auf die Trockenmasse des EBS nach Formel 1:

$$R - index = \frac{AC}{100} \cdot (w_1 + w_2 + \cdots + w_n) \quad (1)$$

wobei AC dem Aschegehalt [Gew.-%$_{TS}$] und w_1 … w_n dem Masseanteil ausgewählter Elementoxide an der Gesamtasche [Gew.-%$_{TS}$] entspricht.

2.2 R-Index und Rückschlüsse auf die Rolle der Zementindustrie in einer Kreislaufwirtschaft

Die entwickelte Methode wurde für 80 SRF Proben für die Primärfeuerung (SRF primary) und die Sekundärfeuerung (SRF secondary) sowie für Materialfraktionen, die aus Ersatzbrennstoffen gewonnen wurden, durchgeführt. Die Hauptergebnisse werden nachfolgend zusammengefasst:

- Der Aschegehalt (950°C) der SRF Proben für die Primär- und Sekundärfeuerung beträgt ca. 18 ± 7 % TS.
- ca. 77 ± 6 % der SRF Aschen bestehen aus den vier chemischen Hauptkomponenten, die für die Herstellung von Zementklinker notwendig sind: CaO, SiO_2, Al_2O_3 und Fe_2O_3. Weiters enthält die Asche chemische Elemente, die auch in primären Rohstoffen zur Zementerzeugung oder in Klinkerphasen vorkommen und die Eigenschaften des Klinkers beeinflussen (Abb. 1).
- Je nachdem, welche Elementoxide diesem R-Index zugerechnet werden, ergibt sich schließlich ein R-Index von 13,5 bis 17,6 % bezogen auf die SRF Trockenmasse. Aus technischer Sicht werden beim Co-Processing in der Zementindustrie folglich 13,5 bis 17,6 % des SRF stofflich und 86,5 bis 82,4 % energetisch verwertet (Viczek et al. 2020a).

- Der Großteil der stofflich verwertbaren Ascheanteile stammt aus stark heterogenen Fraktionen wie der Feinfraktion, Kompositmaterialien und nicht identifizierbaren Sortierresten (Abb. 2), für die aktuell keine etablierten Recyclingverfahren existieren (Viczek et al. 2021).
- Das Co-Processing in der Zementindustrie stellt daher kein Konkurrenzverfahren, sondern eine komplementäre Option zu konventionellen Recyclingverfahren dar.

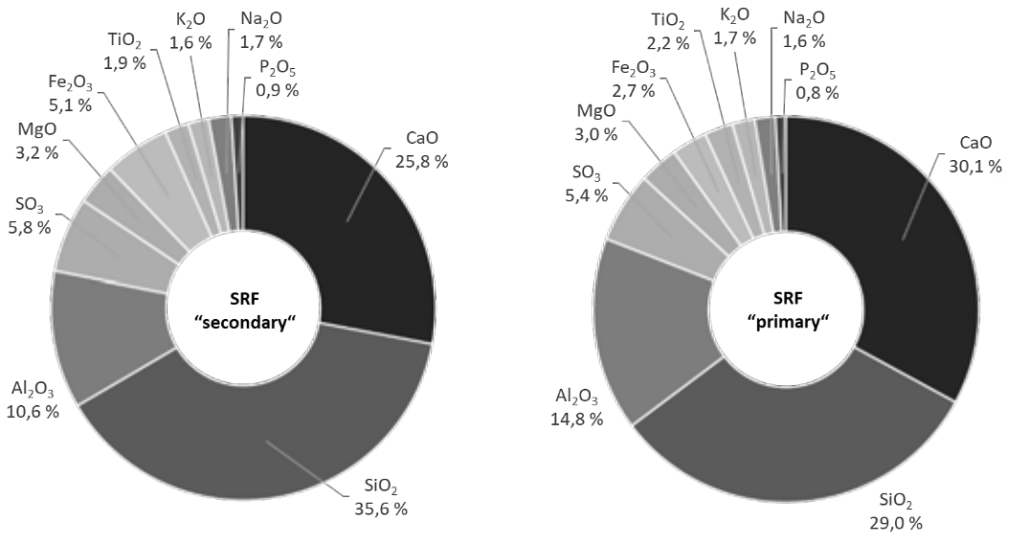


Abb. 1: Zusammensetzung der Aschen von SRF Secondary (n=30) und SRF Primary (n=50), nicht auf 100% normiert (Viczek et al. 2020a)

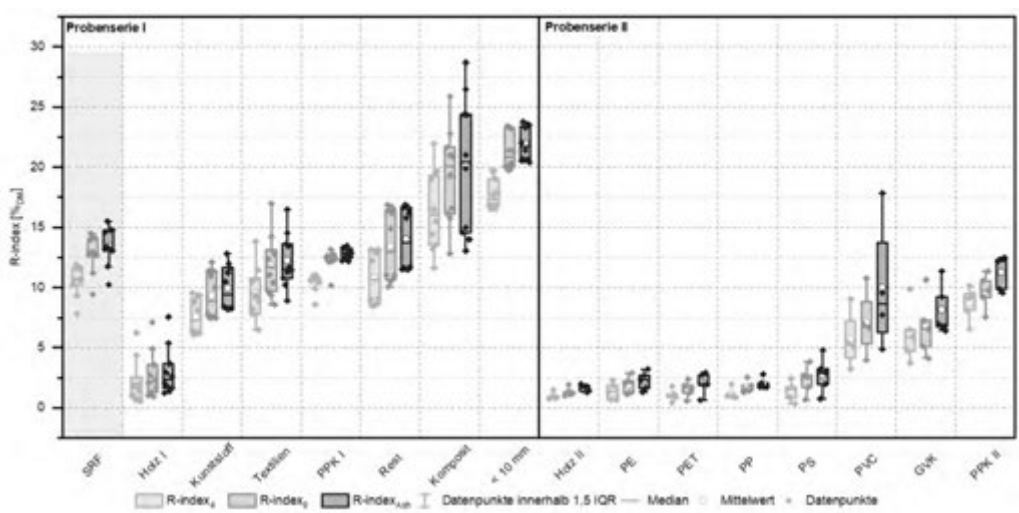


Abb. 2: Berechnete R-Indices für Materialfraktionen aus SRF. R-Index$_4$ beinhaltet CaO, SiO_2, Al_2O_3 und Fe_2O_3, R-Index$_9$ zusätzlich MgO, K_2O, Na_2O, SO_3 und TiO_2, R-Index$_{Ash}$ entspricht dem Aschegehalt (Viczek et al. 2021)

3 ENTWICKLUNG ZUR ISO EN NORM

Die im Rahmen von ReWaste4.0 durchgeführten und veröffentlichten Forschungsarbeiten bilden aktuell die Grundlage für die Erarbeitung der ISO EN Norm „*Solid Recovered Fuels – Determination of the Recycling Index for Co-Processing*". Seit die ISO Mitgliedsstaaten im Februar 2020 für die Ausarbeitung der Norm stimmten, wird sie in der WG 5 des ISO TC 300 entwickelt. Da auch CEN für den Vorschlag stimmte und die Norm unter dem Vienna Agreement mit ISO Lead erarbeitet wird, geht aus dem Prozess eine ISO EN Norm hervor. Die einzelnen Phasen, die dabei durchlaufen werden müssen, sind in Abb. 3 dargestellt.
Aktuell befindet sich die Norm am Übergang zum Committee Draft („Stage 30.20 – CD study/ballot initiated", vgl. ISO (2022)) und wird im Herbst 2022 einer Validierung durch Ringversuche unterzogen. Die Fertigstellung und Veröffentlichung des internationalen Standards, der die Anerkennung der „gemischten Verwertung" unterstützen soll, ist für 2024 geplant. Der aktuelle Status der Normentwicklung kann auf der ISO Homepage verfolgt werden (ISO 2022).

Abb. 3: ISO Normungsprozess vom Vorschlag bis zur Veröffentlichung und Position der R-Index Norm im Prozess

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.* MethodsX 7, 100837. https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100837.

Basel Convention (2012) *Technical guidelines on the environmentally sound co-processing of hazardous wastes in cement kilns*.

de Queiroz Lamas, W., Palau, J.C.F., Camargo, J.R.d. (2013) *Waste materials co-processing in cement industry*: Ecological efficiency of waste reuse. Renew Sust Energ Rev 19, 200–207. https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.015.

EC (European Commission) (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 (European Commission) (2018) *Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste (Text with EEA relevance)*.

ISO (International Organization for Standardization) (2022) *ISO/CD 4349*. https://www.iso.org/standard/79886.html. Accessed 29 August 2022.

Viczek, S.A., Aldrian, A., Pomberger, R., Sarc, R. (2020a) *Determination of the material-recyclable share of SRF during co-processing in the cement industry.* Resources, Conservation and Recycling 156, 104696. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104696.

Viczek, S.A., Aldrian, A., Pomberger, R., Sarc, R. (2021) *Origins of major and minor ash constituents of solid recovered fuel for co-processing in the cement industry.* Waste management (New York, N.Y.) 126, 423–432. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.032.

Viczek, S.A., Lampl, C., Aldrian, A., Sarc, R. (2020b) *Co-Processing von Ersatzbrennstoffen: Beitrag der Zementindustrie zur Recyclingrate*, in: Pomberger, R., Trieb, T., Adam, J., Aldrian, A., Altendorfer, M., Curtis, A., Dobra, T., Friedrich, K., Kandlbauer, L., Lorber, K.E., Möllnitz, S., Nigl, T., Sarc, R., Sattler, T.M., Viczek, S.A., Höllen, D., Weißenbach, T., Wellacher, M. (Eds.), Recy & DepoTech 2020: Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz, Leoben.

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. (Eds.), Energie aus Abfall Band 15, 761–768.

Digitalisation of Refuse Sorting with Image Recognition and Time Series Analysis

H. Gursch[1], S. Körner[1], F. Thaler[2], G. Waltner[2], H. Ganster[3], A. Rinnhofer[3], Ch. Oberwinkler[4], R. Meisenbichler[4], H. Bischof[2] & R. Kern[1]
[1)] Know-Center GmbH, Knowledge Discovery, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Computer Graphics and Vision, Graz, Austria
[3)] JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, DIGITAL, Graz, Austria
[4)] Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

ABSTRACT: Refuse separation and sorting is currently done by recycling plants that are manually optimised for a fixed refuse composition. Since the refuse compositions constantly change, these plants deliver either suboptimal sorting performances or require constant monitoring and adjustments by the plant operators. Image recognition offers the possibility to continuously monitor the refuse composition on the conveyor belts in a sorting facility. When information about the refuse composition is combined with parameters and measurements of the sorting machinery, the sorting performance of a plant can be continuously monitored, problems detected, optimisations suggested and trends predicted. This article describes solutions for multispectral and 3D image capturing of refuse streams and evaluates the performance of image segmentation models. The image segmentation models are trained with synthetic training data to reduce the manual labelling effort thus reducing the costs of the image recognition introduction. Furthermore, an outlook on the combination of image recognition data with parameters and measurements of the sorting machinery in a combined time series analysis is provided.

1 INTRODUCTION

The recycling of municipal solid refuse is a major challenge on the way towards a circular economy. Although solid refuse generation is increasing in the EU, the recycling rates are still below 50% on average (Neligan 2018). Hence, innovative technologies are required to increase recycling rates and cope with the predicted amount of municipal solid refuse. The KI-Waste project researches new technologies and optimisations to increase the sorting quality and yield of municipal solid refuse, thus providing solutions to increase the recycling rates. The vision of KI-Waste is to determine the compositions of the refuse streams in a sorting facility and combine this information with telemetry data from the sorting machines. This enables continuous monitoring of the sorting quality, long-term analyses and optimisation and therefore leads to increased continuous adaptation and automation of the sorting process with new digital services.
This work presents current research and results from the KI-Waste project. Section 2 describes relevant related work and Section 3 describes the technologies and implementation. This is followed by a description of current results in Section 4. Section 5 closes this article with a summary and an outlook on future work.

2 RELATED WORK

Recovering and reusing materials in refuse is an important part of a circular economy to utilise materials from products that cannot be repaired or refurbished anymore (Morseletto 2020). Recycling plants typically consist of various shredding and sorting machines connected by conveyor belts. Inspection of the refuse streams on the conveyor belts is a good way to judge the performance of the shredding and sorting machines, paving the way to control the sorting process and monitoring changes in the refuse compositions (Vrancken et al. 2017; Gundupalli et al. 2017). Both are important aspects of the creation of flexible sorting plants that automatically react to composition changes of the available refuse (Sarc et al. 2019).
The automatic inspection of refuse streams in the sorting plant is facilitated by the developments in multisensory systems and computer vision. The elaborate image capturing approaches are

combined with the necessary processor hardware to facilitate approaches like light-field imaging (Ng et al. 2005), multispectral (Ibrahim et al. 2010) - and multipolarisation (Achuta et al. 2015) imaging. Also, non-contact 3D measurement methods are often reliant on the evaluation of optical signals, with a wide range of active, passive, triangulation, time-of-flight, and shape-based methods (Sansoni et al. 2009). All of these image capturing strategies introduce redundancy into the images enabling the use of new modalities, such as spectral material and surface properties. This, in turn, is the basis for computational learning of spectral configurations (Gu & Liu 2012; Jehle et al. 2010).

Regardless of the image capturing technology, the image interpretation is almost exclusively done by computational learning methods based on the deep learning principle, especially Convolutional Neural Networks (CNN). Instead of relying on handcrafted features extracted from the data to train a model, deep learning-based methods are provided with the image data directly, optimising feature extraction and selection automatically in an end-to-end fashion (Liu, et al., 2022).

The potential of CNNs was already applied to recognize refuse in images. A classification model to distinguish between organic and recyclable refuse is used by (Toğaçar et al., 2020), while the work by (Wang et al. 2019) classifies and sorts different types of plastic bottles on a conveyor belt. The object detection method proposed in (Kumar et al. 2020) is additionally trained to distinguish between six categories of refuse, while the work of (Wang et al. 2020) uses a CNN for binary semantic segmentation of refuse. In addition to these works, the CNN proposed in (Waltner et al. 2022) is able to semantically segment and distinguish between different categories from images of incoming refuse captured in a collection truck.

3 SYSTEM DESIGN AND IMPLEMENTATION

Image capturing in refuse sorting is challenging due to the variety of refuse fractions and difficult environmental conditions such as dust, dirt, lighting, temperature and vibration. In KI-Waste a line-based multispectral system with four channels for red, green, blue and near-infrared light (NIR) is used to capture 2D multispectral images thus creating robust spectral fingerprints of the different materials. The multispectral camera is shown in Fig. 1. The 2D multispectral system is completed with LED lighting matching the four spectral channels of the camera. The 2D multispectral system is combined with a 3D image capturing system based on the light-sectioning method. This 3D capturing provides the surface profiles of the refuse via laser line projection and is shown in Fig. 2. Additionally, Fig. 2 shows the necessary covers of the laser module to ensure that no safety-related violation can occur due to the laser illumination.

The combined hardware setup for the 2D and the 3D detection systems with its cameras and associated lighting are designed in such a way that the measuring ranges were as close as possible, ideally congruent, but did not generate any mutual interference effects. The entire hardware setup is mounted on a conveyor belt, where the transported materials can move freely between the detection positions. Thus, a subsequent pixel-based registration is required, which is achieved with offset correction and mapping of camera geometries.

In order to adapt parameter settings of the sorting machinery according to refuse properties like the category composition and volume on the fly, the aim is to estimate these properties in real-time. For estimating the refuse composition, state-of-the-art deep learning-based methods like DeepLabv3+ (Chen et al. 2018) are applied to semantically segment the images obtained from the image capturing system by predicting predefined refuse categories on the pixel level. However, a large amount of labelled data, i.e., mixed-refuse images with per-pixel labels identifying the respective refuse categories, is needed to train the model. Unfortunately, acquiring large amounts of labelled mixed-refuse images is very time-consuming and retrospective labelling is difficult also for experienced personnel.

Fig. 1: Multispectral camera with four channels capturing red, green, blue and near-infared light

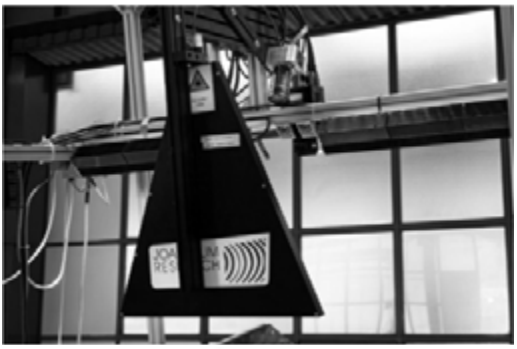


Fig. 2: 3D profile measurement system via light section method with laser line projection

To alleviate the burden of manually labelling large amounts of mixed-refuse images, an approach that requires only a minimal labelling effort by using synthetically mixed-refuse images for the model training was chosen. Therefore, large amounts of images where only one refuse category is present at a given time, so-called mono-material refuse images, and images that only show the empty conveyor belt are captured. After manually labelling a small number of mono-material refuse images for each category, a superpixel-based refuse extraction method was performed to obtain individual foreground snippets for each category. The manual labelling is required to ensure that the extracted foreground refuse snippets do not contain any conveyor belt, such that the model can correctly learn to distinguish between the conveyor belt and the refuse categories. Now, randomly selecting some of the extracted refuse snippets and images of the empty conveyor belt allows to generate synthetic images with mixed refuse. Subsequently, the synthetic images can be used to train a model for foreground-background segmentation. This approach is able to generate very precise foreground predictions, and it can be used to generate the foreground labels for all available mono-material refuse images, therefore reducing the human interaction in this step drastically. Finally, a large and diverse set of mono-material refuse snippets is obtained by applying the superpixel-based refuse extraction to the whole mono-material refuse data. Since the snippets are coming from images of mono-material refuse, all refuse categories are known for these synthetic images without any manual labelling on a pixel level. These labelled synthetic mixed-refuse images are the basis for training the image segmentation model in a fully supervised manner. After training, the image segmentation model can estimate the refuse composition by performing a multi-label semantic segmentation. The network architecture of the model is based on DeepLabv3+ and was pre-trained on the ADE20K dataset (Zhou et al. 2017). The model is optimized using Adam (Kingma & Ba 2015) with a learning rate of 0.0001 and cross-entropy is its loss function. The model is trained for 120.000 iterations and a batch size of 5. All images used for training are resized to a size of 512 by 512 pixels to fit into GPU memory. Furthermore, any synthetically generated image is randomly augmented on the fly using both, spatial and intensity augmentations to increase the diversity of the generated data even further.
The data analysis uses the estimated refuse composition from the image segmentation and the data from the shredding and sorting machines as its input. All available data is transformed into a time-series-oriented representation and aligned to facilitate a joint investigation. Hence, the refuse composition and all machine data are represented as a course over time. This is the foundation to look for correlations and coherences in the data thus gaining new insights into the performance of the sorting process and its dependencies on the processed refuse compositions.

4 EVALUATION AND RESULTS

While the 2D multispectral imaging proved to be robust in the test- and evaluation campaigns, the 3D-measurement component is more sensitive to lighting disturbances as the applied laser signal must be kept in low-intensity ranges to comply with safety regulations. Nevertheless, with appro-

priate shading mechanisms, it is possible to generate reliable 2D and 3D information. The calibration to correct the perspective mapping for the complete measurement is achieved with a special target covering the complete space up to 50 cm above the conveyor belt with reference points. The perspective correction is also applied to the multispectral measurement system so that 2D and 3D images match exactly for each pixel and allow detailed volume measurements.
The evaluation of the image segmentation model estimating the refuse composition is performed by separating the mono-material refuse images into a training and validation set before extracting the refuse snippets. Roughly 90% of the available images per category are used for training and 10% for validation. Similarly, also the images of the empty conveyor belt are split into a training and validation set. Additionally, eight mixed-material refuse images are manually labelled to form a test set of real mixed-refuse images. The test set was used to extract mono-refuse snippets and create a large, synthetic mixed-refuse test set. The quantitative evaluation is done by computing the intersection over union (IoU) for each category individually as well as their mean. The qualitative evaluation is done by a visual inspection comparing the predicted labels to the ground truth. The quantitative evaluation in Tab. 1 shows that the model achieves an IoU score of 75% on the synthetic validation set, while the performance on both test sets lies at 70%. Wood is predicted a lot more accurately on the synthetic validation set, indicating that the wood category is more challenging in the test set. Furthermore, it can be observed that the IoU score for the background label on the real test set is reduced by 10% in comparison to the synthetic validation and test set. In contrast to that, cardboard is predicted most accurately on the real test set.
The qualitative evaluation is shown in Fig. 3, where the top row shows the synthetic and the bottom row shows the real test set. The results of the synthetic evaluation show that most regions are predicted correctly. However, some incorrectly predicted regions can be identified as indicated by white arrows in the top right image. The piece of wood on the left side is predicted as plastic by the model. However, on closer inspection, it becomes apparent that this region is actually made of plastic and thus, was correctly predicted by the model. This error in the ground truth was caused by a minor impurity in the mono-material refuse, which is challenging to eliminate.
By looking at the real test set in the bottom row, there are also misclassifications to a similar extent as with the synthetic test data. Here, the model predicted one region on the bottom left as plastic, even though it is labelled as cardboard in the ground truth. This piece in question represents a magazine printed in colour. We consider paper to be part of the cardboard category, however, paper – and especially coloured paper – is underrepresented in our dataset and thus, is sometimes misclassified as plastic. Lastly, it can be observed that regions that are filled with a lot of small wood pieces tend to be incorrectly over-segmented as wood. This also explains the reduced IoU of the background label on the real test set in comparison to the synthetic sets, as such regions are extremely unlikely to be generated synthetically. Overall, most regions are predicted correctly.
The results of the refuse composition are fed to the data analysis and combined with the machine data. The first simple evaluation compares the refuse volumes measured by the 3D image capturing with the volumes from an industrial volume measurement system. The comparison shows a deviation of <5 %. This can be improved upon since the quantisation in the data analysis is coarser than the results of the 3D imaging. Nevertheless, the results so far indicate that the time series alignment between the different data sources works well.

5 CONCLUSION & OUTLOOK

2D and 3D image recognition are powerful methods for estimating refuse compositions. However, the image capturing systems need to be robust to exclude stray light and withstand the conditions next to the conveyor belts to deliver 2D multispectral and 3D images of the necessary high quality.

Tab. 1: The quantitative results describe the intersection over union (IoU) on the synthetic validation set, the synthetic test set and real test set. All results represent the average IoU in percent of four independently trained models

Dataset	Mean IoU	BG	Plastic	Cardboard	Wood	Textile
Val Synth.	75.63	98.63	63.21	63.59	80.18	72.53
Test Synth.	70.60	98.21	62.10	66.62	56.54	69.53
Test Real	70.21	88.95	60.28	76.66	55.77	69.37

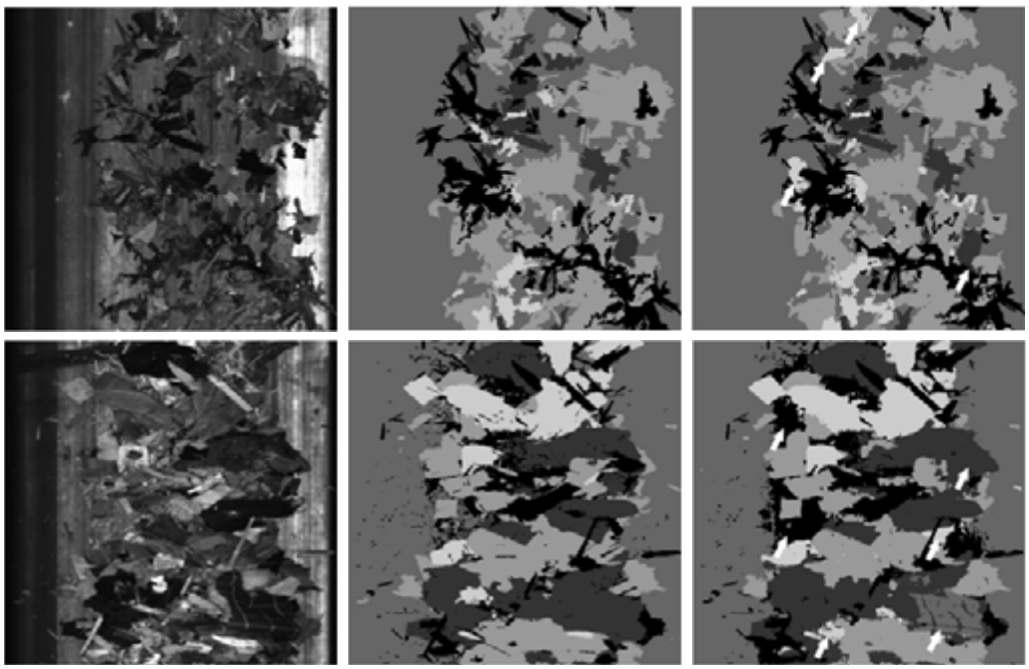


Fig. 3: Qualitative results of the synthetic (top) and real test set (bottom) with the exemplary image (left), ground truth label (centre) and prediction of the classification model (right). The colours represent from dark to bright ■ wood, ■ textile, ■ background, ■ cardboard and ■ plastic, white arrows indicate regions of interest

The use of multispectral imaging is important since some materials are only distinguishable by their NIR response, like plastics and paper or cardboard. Hence, also the lighting needs to be spectrally aligned with the multispectral imaging. This can be achieved with modern LED lighting, even though halogen lamps have been used in other applications. CNNs can be trained to use the spectral characteristics of the materials and captured by the imaging to estimate the distribution of the refuse. The usage of synthetic training data created from mono-material refuse images reduces the manual labelling effort drastically while respectable segmentation qualities are achieved. However, well-balanced training datasets covering all expected materials are still necessary to achieve good segmentation qualities.

The results of the image recognition describe the refuse composition on the conveyor belts and, together with the machine parameters and measurements, provide a full profile of the sorting plant operation. The preliminary results of a volume analysis show, that it is possible to align the different data sources to create a time series-oriented joint data set. This is the basis for future investigations, starting with the development of monitoring tools which allow for joint monitoring of refuse composition and machines. The next step is the detection of correlations and coherences between the machine parameters, refuse compositions and the achieved sorting quality or quantity. Finally, an optimisation model is desired, capable of determining the optimal machine settings for any refuse composition. This is the basis for intelligent and self-adapting sorting facilities necessary to increase the recycling rates in the EU.

REFERENCES

Achuta, K., Taamazyan, V., Shi, B., & Raskar, R. (2015). Polarized 3D: High-Quality Depth Sensing with Polarization Cues. *IEEE International Conference on Computer Vision (ICCV 2015)* (pp. 3370–3378). Santiago, Chile: IEEE.

Chen, L.-C., Zhu, Y., Papandreou, G., Schroff, F., & Adam, H. (2018). Encoder-Decoder with Atrous Separable Convolution for Semantic Image Segmentation. *Proceedings of the European conference on computer vision (ECCV)*, (pp. 801–818).

Gu, J., & Liu, C. (2012). Discriminative Illumination: Per-Pixel Classification of Raw Materials Based on Optimal Projections of Spectral BRDF. *IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR 2012)* (pp. 797–804). Providence, Rhode Island, USA: IEEE.

Gundupalli, S. P., Hait, S., & Thakur, A. (2017, February 28). A Review on Automated Sorting of Source-Separated Municipal Solid Waste for Recycling. *Waste Management, 60*, pp. 56–74.

Ibrahim, A. F., Tominaga, S., & Horiuchi, T. (2010, May 1). Spectral Imaging Method for Material Classification and Inspection of Printed Circuit Boards. *Optical Engineering, 49*(5), pp. 1–10.

Jehle, M., Sommer, C., & Jähne, B. (2010). Learning of Optimal Illumination for Material Classification. In M. Goesele, S. Roth, A. Kuijper, B. Schiele, & K. Schindler (Ed.), *Pattern Recognition* (pp. 563–572). Berlin Heidelberg, Germany: Springer.

Kingma, D. P., & Ba, J. (2015). Adam: A Method for Stochastic Optimization. *3rd International Conference on Learning Representations (ICLR 2015).*

Kumar, S., Yadav, D., Gupta, H., Verma, O. P., Ansari, I. A., & Ahn, C. W. (2020, December 24). A Novel YOLOv3 Algorithm-Based Deep Learning Approach for Waste Segregation: Towards Smart Waste Management. *Electronics, 10*, p. 14.

Liu, Z., Mao, H., Wu, C.-Y., Feichtenhofer, C., Darrell, T., & Xie, S. (2022). A ConvNet for the 2020s. *Proceedings of the IEEE/CVF Conference on Computer Vision and Pattern Recognition* (pp. 11976–11986). IEEE.

Morseletto, P. (2020, November 19). Targets for a Circular Economy. *Resources, Conservation and Recycling, 153*, pp. 1–12.

Neligan, A. (2018). *2025 Recycling Target: Only 10 EU Countries on Track.* Cologne, Germany: Institut der deutschen Wirtschaft.

Ng, R., Marc, L., Brédif, M., Duval, G., Horowitz, M., & Hanrahan, P. (2005). *Light Field Photography with a Hand-held Plenoptic Camera.* Stanford, California, United States: Stanford University.

Sansoni, G., Trebeschi, M., & Docchio, F. (2009, January 20). State-of-The-Art and Applications of 3D Imaging Sensors in Industry, Cultural Heritage, Medicine, and Criminal Investigation. *Sensors, 9*(1), pp. 568–601.

Sarc, R., Curtis, A., Kandlbauer, L., Khodier, K., Lorber, K. E., & Pomberger, R. (2019, July). Digitalisation and Intelligent Robotics in Value Chain of Circular Economy Oriented Waste Management - A Review. *Waste Management*, pp. 476–492.

Toğaçar, M., Ergen, B., & Cömert, Z. (2020). Waste Classification Using AutoEncoder Network with Integrated Feature Selection Method in Convolutional Neural Network Models. *Measurement, 153*, 107459.

Vrancken, C., Longhurst, P. J., & Wagland, S. T. (2017, March 21). Critical Review of Real-Time Methods for Solid Waste Characterisation: Informing Material Recovery and Fuel Production. *Waste Management, 61*, pp. 40–57.

Waltner, G., Jaschik, M., Rinnhofer, A., Possegger, H., & Bischof, H. (2022). An Intelligent Scanning Vehicle for Waste Collection Monitoring. *International Conference on Image Analysis and Processing*, (pp. 38–50).

Wang, T., Cai, Y., Liang, L., & Ye, D. (2020, July 8). A Multi-Level Approach to Waste Object Segmentation. *Sensors, 20*, 3816.

Wang, Z., Peng, B., Huang, Y., & Sun, G. (2019). Classification for Plastic Bottles Recycling Based on Image Recognition. *Waste management, 88*, pp. 170–181.

Zhou, B., Zhao, H., Puig, X., Fidler, S., Barriuso, A., & Torralba, A. (2017). Scene Parsing through ADE20K Dataset. *IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR 2017)*, (pp. 633–641).

Innovative Sortieransätze – Mensch und Maschine in der Abfalltechnik

V. Arzberger[1] & H. Pfeiffer[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Abteilung Forschung & Entwicklung, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die neuen Abfallrichtlinien der EU für das Recycling von Kunststoffen erfordern eine Verdoppelung der Recyclingquote bei Kunststoffen.
Am Beispiel der PET-Flaschensortierung werden die drei gängigen Sortiersysteme, Handsortierung, Robotersortierung und pneumatische Sortierung, vorgestellt. Die Erkennung und Zuordnung des Kunststoffes zu den verschiedenen Recyclingfraktionen mit verschiedenen Sensor- und Datenverarbeitungssystemen wird thematisiert. Es wird auch auf die Probleme, Herausforderungen und zukünftigen Potentiale der einzelnen Systeme hingewiesen.

1 EINFÜHRUNG

Im Jahr 2018 hat das Europäische Parlament einige Änderungen an den Richtlinien zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen in der EU beschlossen, die Österreich 2021 im AWG (Abfallwirtschaftsgesetz) umgesetzt hat (Republik Österreich, 2022).

Die Recyclingziele für Siedlungsabfälle wurden dahingehend nachgeschärft, dass bis 2035 65% der Abfälle recycelt werden sollen. Speziell bei Kunststoffverpackungen wird das eine herausfordernde Aufgabe, da hier bereits 2025 50% und ab 2030 55% Recyclingquote erreicht werden müssen. Die Recyclingquote errechnet sich aus der Multiplikation der folgenden Einzelquoten (siehe Formel 1):

Sammelquote * Sortiertiefe * Recyclingausbeute >= 50% (1)

Definition der einzelnen Faktoren:
- Sammelquote: Wie viel des gesamten Siedlungsabfalls wird als Recyclingware gesammelt
- Sortiertiefe: Wie viel der gesammelten Recyclingware wird einer stofflichen Verwertung zugeführt
- Recyclingausbeute: Wie viel der Recyclingware in der stofflichen Verwertung wird als Recyclat bzw. Sekundärrohstoff gewonnen

Die Recyclingquote lag 2019 bei 26% (Bundesministerium für Klimaschutz, 2022). Es müssen weitere Anstrengungen unternommen werden, um das Ziel von 50% bis 2025 zu erreichen.

2 HERAUSFORDERUNGEN BEI DER KUNSTSTOFFSORTIERUNG

In diesem Text wird speziell auf die Kunststoffsortierung eingegangen, da Saubermacher über die Jahre in diesem Bereich sehr viel Know-How aufgebaut hat. Die Kunststoffsortierung bestimmt die Sortiertiefe. Je mehr Kunststoffe korrekt den bis zu 14 möglichen Kunststofffraktionen zugeordnet werden, desto höher ist auch die Sortiertiefe.

Im österreichischen Markt sind die Fraktionen der PET Getränkeflaschen in den Farben Transparent, Grün und Blau die wertvollsten im gelben Sack. Sie sind auch eine der technisch leichter zu sortierenden Fraktionen, stellen aber dennoch durch die hohe gewünschte Sortiertiefe und Fraktionsreinheit eine Herausforderung in der Sortierung dar. Ab 2025 ist ein Pfand für diese Fraktionen vorgeschrieben. Dies bedeutet eine weitere Herausforderung, da sich dann die Sortierung aller anderen Fraktionen, die zum Teil bis jetzt nicht vollständig technisch ausgeschöpft wird, aufgrund des Wegfalls der wertvollsten Fraktionen rentieren muss (Republik Österreich, 2022).

2.1 Technischer Hintergrund der Kunststoffsortierung

Die Kunststoffsortierung bedingt im Grunde die folgenden drei Schritte:
- Aufschließen (Sammelsack öffnen, Ballen öffnen und separieren)
- Klassieren (Sieben, ballistisch Separieren, Windsichten)
- Sortieren (händisch oder maschinell in Fraktionen ordnen)

Das Aufschließen und Klassieren sind für die Sortierung notwendige Vorbehandlungsschritte, ohne die eine effektive Sortierung unmöglich ist.
Prinzipielle Möglichkeiten der Sortierung sind:
- Handsortierung
- Pneumatische Separation
- Separation mittels Greif- oder Saugroboter.

Beide maschinellen Systeme nutzen optische Sensoren im Bereich sichtbaren Lichts oder Nahinfrarot-Sensoren bzw. kombinierte Sensorsysteme zur Klassifizierung der Partikel und deren Materialien. Es gibt am Markt auch erweiterte Lösungen kombinierter Sensorsysteme mit Laser-Abstandsmessung zur Bestimmung von schwarzem Kunststoff. Mit optischen Sensoren im sichtbaren Lichtbereich (Kameras) werden Farbe und Form der Partikel bestimmt und mit NIR Sensoren (Nahinfrarot Kameras) die molekulare Zusammensetzung des Materials und damit die Kunststoffart.

Dem gegenüber steht die Erkennung und Zuordnung des Sortiergutes durch den Menschen durch Sehen, Tasten und Hören (z.B. Raschelverhalten von Folien). Diese ist bei erfahrenem Personal sehr genau, liegt bei ungeschultem Personal jedoch weit unter den Sortierreinheiten von maschinellen Systemen. Die Erfahrung aus der Praxis zeigt jedoch, dass Personal in der Handsortierung oft ungeschult sortieren muss, worunter auch die Qualität der Sortierung leidet.

2.2 Auftretende Herausforderungen am Beispiel der PET-Sortierung

Aufgrund der vielfältigen möglichen Schwerpunkte, die beschrieben werden könnten, wird hier schwerpunktmäßig auf die PET-Getränkeflaschensortierung eingegangen.

Sowohl Folien als auch 3D-Körper aus PET sind im Sortiergut zu finden. Die 3D-Körper sind sehr unterschiedlich, es gibt PET-Körper als Tray, Einwegbecher, Apothekerflasche bis hin zur Getränkeflasche.

Die Herausforderung liegt nun darin, Partikel trotz identischer chemischer Zusammensetzung und oft ähnlichem Aussehen richtig zu charakterisieren.

Auf die unterschiedlichen Probleme der einzelnen Sortiertechniken wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen.

3 SORTIERTECHNIKEN

3.1 Sortierpersonal

Die Handsortierung war seit Beginn des Kunststoffrecyclings lange Zeit die einzige Methode, Kunststoffe wie PET-Getränkeflaschen zuverlässig sortenrein zu trennen. Auch heute wird am europäischen Markt trotz maschineller Alternativen noch vielfach Sortierpersonal in der Sortierung eingesetzt. Die Gründe dafür können vielfältig sein:
- Sortiermengen zu niedrig für effektiven Maschineneinsatz
- Sortieranlagen nicht am aktuellen Stand der Technik
- Nachsortieren bei maschinell nicht erreichbarer geforderten Reinheit der Fraktionen
- Sortiergut ändert sich oft
- Sortierparameter ändern sich oft

Die Vorteile und Nachteile der einzelnen Sortiertechniken werden auch in Tab. 1 aufgelistet.

3.2 Sortierroboter

Die Sortierung von PET-Getränkeflaschen mittels Roboter basiert auf optischer Erkennung und anschließender Verarbeitung der Daten durch neuronale Netze (KI). Bauartbedingt (geringere Bandgeschwindigkeit) haben Greif- bzw. Saugroboter mehr Zeit zur Analyse der Sensordaten, daher hat sich hier zuerst die KI-Analyse etabliert. Der Vorteil dieser Art der Analyse ist die Lernfähigkeit des Algorithmus, der anhand von realen Bildern lernt, welche Partikel welcher Fraktion zuzuordnen sind. So können Öl- und Essigflaschen aus PET, die nicht zur PET-Getränkeflaschen-Fraktion gehören, einfach durch Beispielbilder vom Fließband dem Algorithmus angelernt werden. Die Mechanik der Greifarme ist derzeit noch fehleranfälliger und wartungsintensiver als die Konstruktion pneumatischer Sortiermaschinen, was zu höheren Stillstands- und Wartungskosten führt. Vor Allem bei nichtlinearen Aktuatoren, d.h. Gestängen, die sich dreidimensional bewegen, ist eine erhöhte Fehlerrate und Bruchrate zu erwarten. Im Gegensatz dazu haben lineare Aktuatoren mehr Masse zu bewegen und damit auch höhere Energiekosten und oftmals eine trägere Reaktion.

Den größten Einfluss auf die Sortierquote haben aber die Aufnehmer des Sortierguts, die als Greifer und als Saugnapf ausgeführt werden. Derzeit sind am Markt für die Kunststoffsortierung die Saugnäpfe vorherrschend, da sich die leichten, aber glatten Kunststoffpartikel damit am besten aufnehmen lassen. Nichtsdestotrotz zeigt die Erfahrung der Autoren, dass auch im besten Fall nur ein Teil der erkannten Partikel erfolgreich aufgenommen und in die korrekte Fraktion verbracht werden. Die Wartungsintervalle und Reparaturaufwände der Aufnehmer sind ebenfalls sehr hoch. So verkleben bei machen Modellen die Saugleitungen des Saugnapfes aufgrund der ausgetretenen zuckerhaltigen Limonaden. Hier herrscht Handlungsbedarf in der Weiterentwicklung der Partikelaufnahme.

3.3 Pneumatische Sortierer

Die alleinige Sortierung auf Basis der Kunststofferkennung mittels NIR-Technologie mit Pneumatischen Sortierern ist nicht mehr in der Lage, die unterschiedlichen PET Getränkeflaschen in der heutzutage geforderten Reinheit und Ausbringung zu trennen, da sie alle PET-Körper und Folien in eine Fraktion sortieren. So haben NIR-basierte Erkennungssysteme keine Probleme neue Produkte zu erkennen, solange sie aus PET bestehen, scheitern aber daran, unerwünschte PET Gebinde von den Getränkeflaschen zu unterscheiden. Eine nachträgliche Handsortierung oder Robotersortierung ist daher notwendig. Dadurch falsch erkannte Körper in den PET-Getränkeflaschen-Fraktionen sind unter anderem:

- Konglomerate, meist durch Pressung verbundene Körper unterschiedlicher Zusammensetzung, die nicht korrekt aufgeschlossen wurden (Erkennung je nach Ausrichtung zum Sensor)
- Überlappende Körper durch zu hohe Belegung der Maschine, oder durch schlechte Vereinzelung der Körper (Erkennung je nach Ausrichtung zum Sensor)
- PET-Flaschen, die keine Getränke enthielten, sondern Reste von Ölen, Essigen, Saucen und Non-Food-Flüssigkeiten (Erkennung als PET-Körper)
- PET-Trays mit Multilayer-Abdeckfolien, die aus anderen Materialien bestehen (Erkennung je nach Ausrichtung zum Sensor)

Durch die kontinuierliche Steigerung der Rechenleistung bei der Datenauswertung wurde bei den pneumatischen Sortierern nach der Farb- und NIR-Spektrenanalyse zuerst Bildanalysesoftware eingesetzt. Es kommen dafür nun (2022) laufend KI-Analysesysteme auf Basis neuronaler Netze auf den Markt, da die Rechenleistung mittlerweile ausreicht, um im Millisekundentakt multiple KI-Analysen durchzuführen.

Tab. 1: Gegenüberstellung der Kunststoffsortiertechniken

	Sortierpersonal	Roboter	Pneumatische Sortierer
Erkennung haptisch	ja	nein	nein
Erkennung optisch	ja	ja	teilweise
Erkennung NIR	nein	teilweise	ja
KI Auswertung	/	ja	teilweise
Durchsatz	-	- -	+ +
Kosten pro Tonne Produkt	- -	-	+ +
Entwicklungspotential	- -	+ +	+
Variabilität	+ +	+ -	- -

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Mit der händischen Sortierung ist am einfachsten eine hohe Sortiertiefe und Reinheit zu erreichen. Dennoch lassen die hohen Kosten der Handsortierung, arbeitsrechtliche Bedenken sowie mangelndes Interesse des Arbeitsmarktes einen langfristigen Einsatz im Kunststoffrecyclingmarkt kaum zu.

Aufgrund der Probleme beim Einsatz von Sortierpersonal werden Sortiermaschinen immer attraktiver, da es für die meisten früher nur manuell lösbaren Sortieraufgaben mittlerweile gleichwertige maschinelle Lösungen gibt, bzw. diese in absehbarer Zeit auf den Markt kommen werden.

Generell ist die Robotersortierung die jüngste Technologie, da die KI Analyse erst in den letzten Jahren brauchbare Sortierergebnisse liefern konnte. Sie hat aber das Potential, in Zukunft die Handsortierung vollständig zu ersetzen, da sie vielfältig einsetzbar ist.

Die pneumatische Sortierung ist die kosteneffektivste Form der Sortierung und kann durch multisensorgestützte Erkennung eine hohe Sortiertiefe und Reinheit erreichen. Zukünftige Anlagenkonzepte stützen sich auf diese Funktionalität und es werden damit die meisten Sortieraufgaben im Kunststoffrecycling erfüllbar sein.

LITERATUR

Bundesministerium für Klimaschutz, U. E. (2022) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2022 Teil 1; Entwurfsfassung zur Konsultation.* Radetzkystraße 2, 1030 Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Republik Österreich (2022) Abfallwirtschaftsgesetz 2002. *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002), Fassung vom 06.07.2022*. Wien: Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich.

Der AEROSELECTOR – Windsichtung, Ballistik und Siebung in nur einem Aggregat

B. Strommer[1] & H. Tröbinger[2]
[1)] IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Projektierung – Vertrieb, Waidhofen/Ybbs, Österreich
[2)] IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Leitung Projektierung, Vertrieb & Marketing, Waidhofen/Ybbs, Österreich

KURZFASSUNG: Wachsende Qualitätsansprüche von Kompost-Abnehmern sowie absehbare gesetzliche Verschärfungen hinsichtlich Störstoffen im Kompost gaben der IFE Aufbereitungstechnik und ihrem Partner Hubert Seiringer den Anstoß, ein neues Verfahren für die Kompostaufbereitung zu entwickeln. Im Fokus standen drei wichtige Faktoren: Umweltfreundlichkeit, Effizienz und Wirtschaftlichkeit. Vor allem die in Europa vorherrschende Krisensituation und die damit einhergehende Energiekrise zeigt deutlich, wie existenziell die Ressourcen-Planung für Unternehmen sein kann. Durch rein elektrische Antriebe, Füllstandsüberwachung des Eingangsmaterials und bewährte Aufbereitungstechnik wird die Auftrennung in bis zu 6 Fraktionen ressourcenschonend durchgeführt. Erste vielversprechende Resultate, welche die Testanlage der Seiringer Umweltservice GmbH geliefert hatte, konnten bereits bei dem ersten ausgelieferten AEROSELECTOR erfolgreich repliziert werden.

1 EINLEITUNG

Die Herstellung von hochwertigem Kompost hat in den letzten Jahren eine immer größere Rolle auf den Kompostplätzen eingenommen. Insbesondere im ökologischen Ackerbau ist Kompost als „natürlicher" Dünger nicht mehr wegzudenken. Gleichzeitig macht es ein steigender Störstoffanteil den Anlagenbetreibern immer schwerer, die geforderten Kompostqualitäten zu erreichen. Durch gezielte Kampagnen und Öffentlichkeitsarbeit konnte schon eine gewisse Verbesserung des Eingangsmaterials erzielt werden. Leider stellen dennoch Fehlwürfe in die Biotonne die Anlagenbetreiber vor die Herausforderung, wirtschaftlich Kompost herzustellen. Auch gesetzliche Vorgaben werden immer strenger. Durch steigende Preise für die thermische Verwertung von Siebresten, rückt eine effiziente Aufbereitung immer mehr in den Fokus.
Deswegen sehen sich Anlagenbetreiber gezwungen, Menge und Qualität des Fertigkomposts zu erhöhen. Gleichzeitig soll eine effiziente Abscheidung der Störstoffe unkompliziert erreicht werden. Um beiden Anforderungen gerecht zu werden, hat die IFE Aufbereitungstechnik GmbH eine innovative Gesamtlösung entwickelt.
Mit einer Kombination aus Magnet- bzw. Steinabscheidung, Vibrationssiebung, Windsichtung und klassischer Sternsiebung werden neben hochwertigem Kompost fünf weitere Fraktionen für die Weiterverarbeitung in nur einem Arbeitsdurchgang generiert.

2 AUS DER PRAXIS ENTWICKELT

Mit Hubert Seiringer wurde ein wertvoller Partner mit langjähriger Erfahrung ins Boot geholt. Die oberste Maxime in der Entwicklung war es „mehr" aus dem Eingangsmaterial zu holen und dabei höchsten Qualitätsansprüchen Genüge zu tragen. Insbesondere die Ausschleusung von Folien aus der Biotonne lag im Fokus. Des Weiteren sollte ein wirtschaftlicheres und ressourcenschonenderes Verfahren entwickelt werden.

3 KOMPOSTAUFBEREITUNG MIT IFE

Der AEROSELECTOR wurde grundsätzlich als eine „Stand-Alone-Lösung“ entwickelt. Um einen effizienten Arbeitsablauf zu gestalten, wurde diese Lösung in der Testanlage der Seiringer Umweltserivce GmbH um weitere Komponenten der Förder-, Sieb- und Magnettechnik erweitert.
Das Rottematerial wird mittels Radlader in einen Aufgabebunker gefüllt. Die Hauptfunktion des Bunkers ist es, eine gleichmäßige Aufgaberate sicher zu stellen. Des Weiteren werden größere Kompostknollen sowie geschlossene Kunststoffsäcke durch den am Abwurf befindlichen Austragsrotor aufgebrochen. Das kundenspezifisch veränderbare Bunkervolumen sorgt für eine Freistellung des Radladers für zusätzliche Tätigkeiten am Kompostplatz.
Nach dem Bunkeraustrag werden mittels einer im Förderband integrierten Magnetbandrolle FE-Stoffe aus dem Materialfluss separiert. Zusätzlich werden durch den geneigten Einbau des darauffolgenden Förderbandes rollfähige Stoffe vom übrigen Materialstrom getrennt.
Die anschließende Feinkompostsiebung erfolgt durch den IFE-Variomat mit einem Trennschnitt von 10/12 mm. Dieser kann bei Bedarf rasch verändert werden. Hohe Materialbeschleunigung und ein praktischer Selbstreinigungseffekt können dank der speziellen Konstruktionsweise und den verwendeten PU-Siebmatten erreicht werden. Dadurch werden Feinkompostanhaftungen von anderen Störstoffen gelöst und ein Maximum an Fertigkompost ausgesiebt. Weiters kommt es zu keinen Verklebungen durch feuchtes Material. Eine gleichbleibend hohe Trennschärfe kann somit erzielt werden.

3.1 Der AEROSELECTOR

Erste Station im AEROSELECTOR (siehe Abb.1) ist ein Beschleunigungsband, das der Entzerrung des Siebüberlaufs dient. Abstand, Neigung und Winkel des Beschleunigungsbandes werden auf das spezifische Aufgabematerial eingestellt, damit schwere Stoffe (Steine, Beton, Ziegel, etc., siehe Abb. 2) an der Umlenktrommel des nachfolgenden Transportbandes abprallen und nach unten fallen.
Mittels Flachdüse wird in den Spalt zwischen Beschleunigungs- und Transportband Luft eingeblasen. So werden bei dieser Übergabe die Leichtstoffe vom restlichen Materialstrom getrennt. Die „ausgeblasenen“ Folien gleiten durch den Strömungskanal und werden an dessen Ende über einen Trennscheitel von der Absaugung erfasst und über eine Rohrleitung direkt in einen Container eingeblasen.

So verbleibt auf dem Transportband nur noch eine mittelschwere Fraktion (Äste, Wurzeln, Stöcke, etc.). Über ein Sternsieb wird diese Fraktion in eine Körnung 10/12–150 mm und > 150 mm unterteilt. Das Unterkorn bis 150 mm eignet sich perfekt als Strukturmaterial. Die vorangehende Aufbereitung stellt sicher, dass beim Rückführen und Untermischen dieses Materials in die Rotte kaum Störstoffe zurück in den Prozess eingetragen werden.

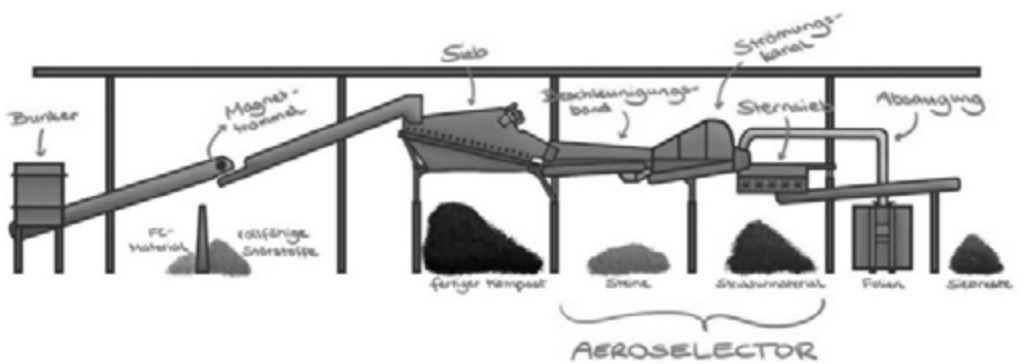


Abb. 1: Schematische Darstellung des AEROSELECTORS

Abb. 2: Fraktionen des AEROSELECTORS: Steinfraktion (li oben), Strukturmaterial (li unten), Kunststofffolien (re oben) und Siebüberlauf (re unten)

3.2 In der Praxis erwiesen

Das Ziel Kompost von ausgezeichneter Qualität herzustellen wurde erreicht. Die Menge des Komposts konnte durch Rückführung des störstoffarmen Strukturmaterials erhöht werden. Durch die Zerkleinerung des holzigen Überkorns wird weiteres strukturgebendes Material gewonnen. Die mittels AEROSELECTOR abgeschiedene Folienfraktion kann anschließend gezielt ausgeschleust werden.
Im Vergleich zu den meisten mobilen Siebanlagen verzichtet die IFE Aufbereitungslinie auf fossile Brennstoffe. Alle Aggregate werden elektrisch angetrieben und erreichen dadurch eine hohe Effizienz. Die Nutzung des Bunkers als Speichermedium schafft zusätzliche Kapazitäten für den Radlader, damit dieser andere Tätigkeiten verrichten kann. Füllstandsensoren informieren den Radladerfahrer darüber hinaus, wann es wieder Zeit wird den Bunker mit Material zu beschicken. Zusätzlich kann vom Radlader aus, via Tablet oder anderen mobilen Endgeräten, zwischen vorgefertigten Parametersätzen gewählt werden. Dadurch werden einfache Anpassungen der Anlagenteile während des laufenden Betriebs möglich.
Über den seitlich angebrachten Steg können einfach Reinigungs- und Wartungsarbeiten durchgeführt werden. Das sorgt nicht nur für eine hohe Betriebssicherheit, sondern auch für eine leichte Zugänglichkeit der Maschinen.

4 ERSTE ZAHLEN DES AEROSELECTORS

Auf dem Betriebsgelände der Firma Brantner Österreich GmbH in Langenlois (Österreich) trat eine Pilotanlage inklusive der Kerneinheit AEROSELECTOR im September 2021 ihren Dienst an (siehe Abb. 3). Dort werden hauptsächlich Bioabfälle aus dem Umland kompostiert. Im April 2022 wurde Bilanz gezogen, die die hohe Effizienz dieser Anlage bestätigt.

Abb. 3: IFE Kompostaufbereitungslinie bei der Brantner Österreich GmbH

Aus dem Rohkompost siebte der IFE-Variomat bei einer 10/12 mm Maschenweite 61% Fertigkompost ab. Dieser wird als Biokompost oder zur Herstellung von Erdenmischungen (Bio-Rasenerde, Hochbeeterde etc.) verwendet. In weiterer Folge war die AEROSELECTOR-Kerneinheit gefordert. So konnten 3,6 % Steine und 1,2 % Folien abgetrennt werden. Der Siebüberlauf konnte somit auf 0,2 % reduziert werden. Der Anteil des Strukturmaterials betrug 34 %. Erfreulich ist die hohe Qualität des Strukturmaterials, welches beinahe störstofffrei wieder in die Rotte zurückkommt und in weiterer Folge zu hochwertigem Kompost wird.

Diese Anlage wurde im Mai dieses Jahres abgebaut und nach Deutschland zur Fima AKG Agrar Kompost GmbH gebracht, um sich den dortigen Gegebenheiten zu stellen. Hier steht sie unter anderem für Kundenversuche und Besichtigungen zur Verfügung. Die Brantner GmbH in Langenlois erfreut sich inzwischen der ersten AEROSELECTOR Produktionsanlage, welche zusätzlich zur Pilotanlage die Ausschleusung von ferromagnetischen Störstoffen mittels eingebauter Magnetbandrolle als Kopftrommel des ersten Förderbandes ermöglicht.

5 SCHLUSSBEMERKUNG

Der AEROSELECTOR bringt nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische Vorteile. Es ist erwiesen, dass Diesel- und Entsorgungskosten bedeutend reduziert werden können. Vor allem die in Europa vorherrschende Krisensituation und die damit einhergehende Energiekrise zeigen deutlich, wie existenziell die Ressourcen-Planung für Unternehmen sein kann.
Die Auftrennung von bis zu sechs Fraktionen kann dank bewährter Aufbereitungstechnik, rein elektrischer Antriebe und Füllstandsüberwachung des Eingangsmaterials ressourcenschonend gewährleistet werden. Gleichzeitig erhöht sich die Menge an hochqualitativem Fertigkompost. Mit dem AEROSELECTOR können versteckte Ressourcen gewonnen werden und mit seinem niedrigen Energiebedarf trägt er zu einer niedrigen CO_2 Bilanz bei.

Digitale Materialstromcharakterisierung und Data Alignment in mechanischen Abfallbehandlungsanlagen

L. Kandlbauer[1], K. Khodier[1] & R. Sarc[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Digitale Materialstromüberwachung ist eine der wesentlichen Säulen für die Überwachung, Analyse, Beurteilung und Optimierung des Betriebs mechanischer Abfallbehandlungsanlagen und insbesondere auch für zeitaufgelöste Anlagenmodelle und dynamische materialadaptive Prozessführung. Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich mit wesentlichen offenen Forschungsfragen zur Datengewinnung und -qualität in der Materialstromüberwachung in Behandlungsanlagen für feste gemischte Abfälle, sowie mit dem zeitlichen Alignment solcher Daten. Es wird eine Reihe von Versuchen im Technikums- und Industriemaßstab, sowie erste Ergebnisse dieser vorgestellt, welche sich u.a. mit der Aussagekraft von Materialzusammensetzungsdaten, welche lediglich an der Oberfläche einer Schüttung auf einem Förderband bestimmt wurden und mit der Eignung von RFID-Tracern für Data Alignment von Materialstromdaten beschäftigt.

1 EINLEITUNG

Schwankungen in der Zusammensetzung des Inputmaterials und ungleichmäßige Beschickung der Anlage haben eine signifikante Auswirkung auf die Effizienz und Effektivität einer Abfallbehandlungsanlage und somit auf Durchsätze, Energieverbräuche und die Qualität der Outputströme (Curtis et al. 2021, Feil et al. 2019, Küppers et al. 2020). Solche Schwankungen stellen im Bereich fester gemischter Abfälle aber den Normalfall dar (Khodier et al. 2020). Entsprechend erstrebenswert ist es, dass Anlagen dynamisch und autonom auf Abfallzusammensetzungen reagieren, um stets am Optimum betrieben zu werden (Khodier et al. 2019).
Die Forcierung der Digitalisierung in der Abfallwirtschaft (Sarc et al. 2019) – u.a. in dieser Form – wird dabei nicht nur aufgrund potenzieller wirtschaftlicher Vorteile vorangetrieben, sondern ist aufgrund erhöhter künftiger rechtlich festgeschriebener Recyclingquoten (European Commission 2018) eine unumgängliche Notwendigkeit.

1.1 Stand der Technik

Aktuell kann eine dynamische Steuerung einer gesamten Anlage jedoch noch nicht realisiert werden. Dazu benötigt es dreierlei: ansteuerbare Aktoren, messtechnische Zugänglichkeit von Zielgrößen und Optimierungsmodelle. Die Aktoren betreffend sind viele Maschinenparameter noch nicht ansteuerbar im Betrieb verstellbar. Oft, weil noch entsprechendes Wissen über deren Einfluss und somit der Anreiz Investitionen in ihre Verstellbarkeit zu tätigen fehlt. Dieser Thematik widmen sich z.B. Khodier et al. (2021) und Khodier & Sarc (2021) in ihren Arbeiten zu Aktoreneinflüssen in der Abfallvorzerkleinerung.
Im Bereich der Messtechnik zeigen z.B. Kandlbauer et al. (2021), dass die sensorische Messung von Korngrößen basierend auf 2D-Oberflächeninformationen von Einzelpartikeln aus vorzerkleinerten gemischten Gewerbeabfällen (Kandlbauer et al. 2021), und Kröll et al. (2021) dass die Vorhersage von Partikelmassen von Leichtverpackungsabfällen über mathematische Modelle bereits möglich ist. Eine Kombination von dynamischer Steuerung, Echtzeitmessung und geeigneter Aktorik kann Grundlage einer Anlagensteuerung sein und steht somit aktuell im Fokus verschiedener Forschungsarbeiten. Die Forschung im Bereich der digitalen Materialstromcharakterisierung liefert unter anderem Methoden, welche wichtige Erkenntnisse zur Echtzeitmessung beitragen können.

Der Bereich der Messtechnik betrifft aber nicht nur die mechanische Erstbehandlung gemischter Abfälle – die Materialstromcharakterisierung kann auch im Bereich der Verwertung der abfallwirtschaftlichen Wertschöpfungskette Einsatz finden. Beispielsweise sind für den Einsatz von qualitätsgesicherten Ersatzbrennstoffen (EBS) in der Zementindustrie Qualitätskontrollen notwendig. Üblicherweise werden diese über Laboranalytik durchgeführt, wobei dafür repräsentative Proben aus dem fertig produziertem EBS genommen werden. Aufwand und Kosten für die Laboranalyse sind ein relevanter Anreiz für ein System zur Online-Ontime Qualitätssicherung, weswegen diese aktuell ein wichtiges Forschungsfeld darstellt.
Im gegenständlichen Beitrag beschreibt der Begriff sensorbasierte Materialstromcharakterisierung die Messung von Material- und Anlagendaten über diverse Sensorik und deren anschließende Auswertung. Jegliche Informationen werden von der Sensorik als Oberflächeninformationen gemessen. Ziel ist es, auf Basis dieser mittels Korrekturfaktoren oder komplexerer Modelle die wirklichen physikalischen und chemischen Eigenschaften des Materialstroms zu bestimmen. Als relevante Eigenschaften in der Materialstromcharakterisierung werden für die vorliegenden Untersuchungen folgende in den Fokus gestellt: Materialart, -zusammensetzung, Korngrößen, -verteilungen, chemische Zusammensetzung (ausgewählte Schwermetalle, Chlorgehalt), Volumen-, Massenstrom, Bandbelegungen, Brennparameter (Heizwert bzw. Feuchte), Flächengewichte, Oberflächenbeschaffenheit, Form und Farbe. Jegliche gemessenen Informationen werden im Rahmen der Materialstromcharakterisierung zur Bestimmung bzw. Ableitung von Qualitätskriterien des Materialstroms und zur Prozessüberwachung, welche im Weiteren zur Prozesssteuerung von Anlagen beitragen soll, verwendet. Dies kann zum einen über die Charakterisierung des Materialstroms auf einem Transportförderband erfolgen, wo unter anderem eine Überlappung der einzelnen Partikel berücksichtigt werden muss, jedoch ist auch die Charakterisierung von Einzelpartikel (z.B. wie sie auf einem Beschleunigungsband vorliegen) eine Möglichkeit, eine Materialstromcharakterisierung umzusetzen. Wichtig ist dabei, dass die Aussage der Oberflächendaten immer auf eine Aussage für den gesamten Materialstrom (Partikel als Schüttung oder vereinzelt) umgelegt werden muss, um im Weiteren etwa eine konventionelle Analytik (Sieb-, Sortieranalyse, chemische Laboranalyse) ersetzen zu können. In der Literatur wurden bereits diverse Sensoren für die Messung von Parametern zur Materialcharakterisierung und Erfahrungen in der Anwendung dieser für gewisse Materialströme beschrieben. Optische Sensoren für die Messung von Materialcharakteristika sind laut Kröll et al. (2022) unter anderem RGB-Sensoren und Hyperspektrale (HSI) Nahinfrarot (NIR)-Sensoren.
Schließlich müssen gewonnene Daten für Anlagenanalysen, sowie die Erstellung und Nutzung von Optimierungs- und Vorhersagemodellen einander zeitlich zugeordnet werden – genannt data alignment, oder time alignment. Nur so wird sichergestellt, dass gemeinsam betrachtete Daten sich auf denselben Abfall (bzw. Partikel) beziehen und modellierte Einflüsse reale Aussagen zum Prozess – und nicht nur eine zufällige Abbildung von Zusammensetzungsschwankungen sind. Erst so kann eine Materialstromüberwachung auf Prozessebene – und nicht nur auf Ebene einzelner Ströme – stattfinden: etwas, was laut Literatur-Review von Kröll et al. (2022) bisher noch nicht umgesetzt wurde.
In vergangenen Arbeiten am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft wurde data alignment aufgrund redundanter Informationen verschiedener Sensorsignale (beispielsweise korreliert die Bandbelegung laut Nahinfrarot-Sensor mit dem Volumenstrom laut Lasertriangulation), sowie manueller Messungen, z.B. von Bandgeschwindigkeiten, durchgeführt. Es hat sich aber auch gezeigt, dass eine vollständig digitalisierbare, leicht wiederholbare und zeitlich saubere Messmethode, beispielsweise durch einen geeigneten Tracer, vorteilhaft wäre.

1.2 Forschungsfragen

Im Bereich der Materialstromcharakterisierung und des Data Alignments der entsprechenden Daten gibt es noch zahlreiche offene Forschungsfragen. Dieser Beitrag stellt eine Auswahl der durchgeführten Versuche im Winter 2021/Frühjahr 2022 in der mechanischen Abfallbehandlungsanlage Mayer Recycling GmbH in St. Michael in der Obersteiermark vor, welche der Beantwortung der nachfolgenden Auswahl an Forschungsfragen dienen und zeigt erste Ergebnisse dieser Untersuchungen.

- Können basierend auf sensorischen Aufnahmen von Haufen (am Band) Rückschlüsse auf die Eigenschaften des vereinzelten Materialstroms gemacht werden?
- Können definierte Materialeigenschaften zur Qualitätssicherung in gemischten Abfällen basierend auf sensortechnisch erfassten Materialdaten berechnet werden?
- Welche Informationen liefern andere Sensoren im Vergleich zu den verbreiteten 900-1.700 nm NIR Sensoren hinsichtlich der Erkennung von PVC? Wie zuverlässig wird PVC erkannt?
- Bis zu welchem Grad kann die sensorische Aufnahme von In-/Outputströmen unterschiedlicher Aggregate in einer Anlage die Vorgänge und Prozesse in der Anlage sichtbar machen?
- Eignen sich RFID Tags als Tracer für Data Alignment?

2 METHODIK

2.1 Materialstromcharakterisierung

2.1.1 Messaufbau in Abfallbehandlungsanlage und Technikum

Für die Materialstromcharakterisierung wurden unterschiedliche Positionen in der Anlage ausgesucht. Um Unterschiede in den Maschineneinstellungen messen zu können, wurden zeitgleich sowohl der Input- als auch die beiden Outputströme eines Aggregates (konkretes Beispiel: Input in Sortiermaschine, Eject und Reject) sensorisch aufgezeichnet. Für den Messaufbau in der Anlage wurden Messbrücken installiert, welche aus Aluprofilen gefertigt wurden. Die Brücken wurden über verschiedene Transportförderbänder in der Anlage montiert und mit unterschiedlichen Sensoren bestückt (siehe Abb. 1 (links)). Hierbei kam folgende Sensortechnologie der Re-Waste F-Projektpartner zum Einsatz:

- HSI NIR-Sensor (Wellenlängenbereich: 0,93 - 1,7 µm) der Firma EVK DI KERSCHHAGGL GmbH,
- Punktsensor der Firma RECENDT GmbH, sowie
- SAMi RGB-Kamera der Firma SAMsoric GmbH.

Zusätzlich wurden für alle Versuche (Versuchsdaten wurden bei Normalbetrieb der Anlage aufgezeichnet) auch die Maschinen- und Anlagendaten aus dem bereits in der Anlage installierten Volumenstrommesssystem (Firma SAMsoric GmbH) und der sensorgestützten Sortiermaschine der Firma REDWAVE a division of BT-Wolfgang Binder GmbH herangezogen. Die gesammelten Daten der Sensorik werden – in Kombination mit den Ergebnissen der konventionellen Laboranalytik und Sieb- und Sortieranalysen – genutzt, um die Qualität von Materialströmen an unterschiedlichen Stellen in der Anlage zu bestimmen und Aussagen über unterschiedliche Einstellungen und Wirkungen einzelner Aggregate in der Anlage zu treffen. Zusätzlich zu den Versuchen in der Anlage, wurden repräsentative Proben gezogen und händisch analysiert (Sieb- und Sortieranalyse). Die einzelnen Fraktionen wurden auf einem Förderband im Technikum vermessen, wobei die eingesetzten Technologien für die Materialcharakterisierung ein HSI NIR-Sensor und eine RGB-Kamera waren. Um Aussagen über die Wiederholgenauigkeit treffen zu können, wurden von den in sechs Siebschnitte (in mm: 200, 100, 80, 60, 40, 20) klassierten und 18 Materialfraktionen (2D-Kunststoffe, 3D-Kunststoffe, Batterien, Elektroaltgeräte, Getränkeverbundkarton, Gummi, Holz, Inert, Metall, Organik, Papier-Pappe-Karton, PET Getränke, PET Sonstiges, Rest, Schwarz/grau, Textil, Verbund, Verpackungen mit Inhalt) sortierten Proben insg. über 2.000 Spektraldaten von Schüttungen (vor der Sortierung) und vereinzelten Partikeln (nach der Sortierung) aufgenommen (Abb. 2 zeigt beispielhaft einzelne Proben welche für die Vermessung auf das Förderband aufgegeben wurden). Abb. 1 (Mitte) zeigt den verwendeten Versuchsaufbau im Technikum, mit dem eingesetzten HSI NIR-Sensor sowie der RGB-Kamera.

Abb. 1: Links: Versuchsaufbau zur Materialstromüberwachung in der Anlage: Multisensorenbrücke (HSI NIR-Sensor, NIR-Punktsensor, RGB-Kamera, Volumenstromsensor (nicht im Bild)) mit Beleuchtungseinheit. Mitte: Versuchsaufbau zur Materialstromcharakterisierung im AVAW-Technikum: Multisensorenbrücke (HSI NIR-Sensor, RGB-Kamera) mit Beleuchtungseinheit. Rechts: Versuchsaufbau mit zwei RFID-Antennen

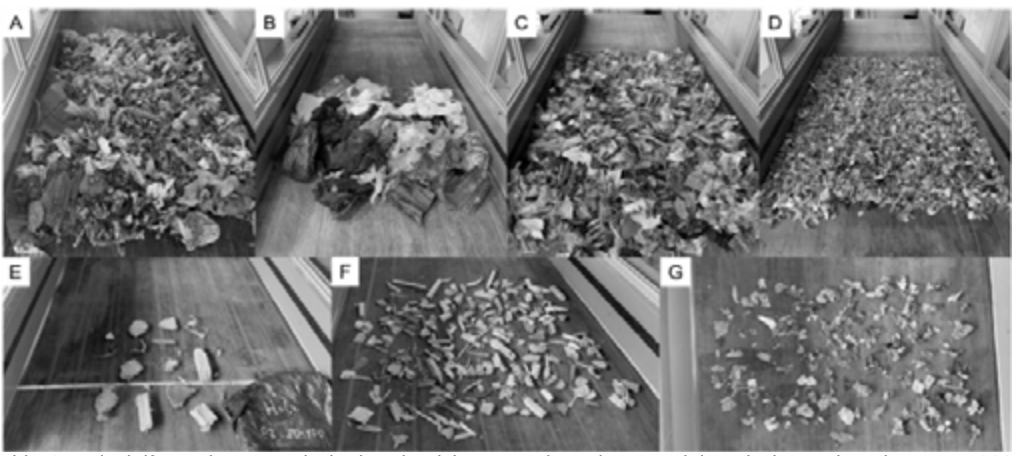


Abb. 2: Beispielfotos der sensorisch charakterisierten Proben. (A: Material nach der Probenahme, B: >200, C: 60-80mm, D: 20-40mm)

3 ERSTE SCHRITTE DER DATENAUSWERTUNG – AUSWERTUNG DER SPEKTRALDATEN

Im ersten Schritt wurden die Spektraldaten so aufbereitet, dass die Materialzusammensetzung daraus berechnet werden kann. Dies erfolgte durch Umwandlung der Spektraldaten in sogenannte Falschfarbenbilder (jede Farbe steht für eine Materialart; erstellt mittels Software SQALAR) mit anschließender Berechnung der anteilsmäßigen Materialzusammensetzung der Oberfläche je Probe (mittels Software MATLAB), um diese für die fünf Aufnahmen zu vergleichen. Dafür wurden folgende Materialklassen berücksichtigt: Polyethylen (PE), Holz, Polyethylenterephthalat (PET), Polypropylen (PP), Papier-Pappe-Karton (PPK), Polyvinylchlorid (PVC), Polystyrol (PS), Polyurethan (PU). Für eine statistische Aussage wurde das 95% Konfidenzintervall der Varianz berechnet, wobei dieses dann (durch Ziehen der Wurzel) in das Konfidenzintervall der Standardabweichung umgerechnet wurde.

3.1 RFID-Tracer

Für die Untersuchung der Eignung von RFID-Tracern wurden je Messstelle zwei RFID-Antennen an beiden Seiten eines Förderbands angebracht (siehe Abb. 2 rechts). Solche Messstellen wurden in verschiedenen Versuchen an unterschiedlichen Stellen in der Anlage eingebracht. RFID-Tags – die Tracer – wurden jeweils auf Abfallpartikel aufgebracht und vor der ersten Messstelle aufgegeben.
Das RFID-Messfeld ist dreidimensional. Daher dient eine erste Messreihe der Bestimmung der Genauigkeit, mit welcher Zeitdifferenzen zwischen Messstellen bestimmt werden können. Dafür wurden zwei Messstellen entlang eines einzigen Förderbandes angebracht. 30 Tags wurden aufgegeben. Zusätzlich wurde anhand markanter Partikel händisch die Zeit, welche die Abfälle von einer zur anderen Messstelle brauchen, gemessen.

4 ERGEBNISSE UND AUSBLICK

4.1 Materialstromcharakterisierung

Betreffend der Oberflächenzusammensetzung der Schüttung zeigen erste Auswertungen, dass in der Kornklasse 60-80 mm die Anteile der Fraktionen PE und PS am größten sind und gemeinsam in allen fünf Durchgängen mindestens 55% betragen. Zusätzlich liegt mit einem Signifikanzniveau von 95% die Standardabweichung für die Fraktion PE zwischen 0,0150 und 0,0719 und für PPK, was einen deutlich geringeren Oberflächenanteil zeigt, zwischen 0,0036 und 0,0171.

4.2 RFID-Tracer

Erste Auswertungen der RFID-Daten zeigen, dass die Tags vielversprechend für eine zeitlich präzise Bestimmung von Zeitversätzen bzw. Verweilzeiten sind. Derzeit wird untersucht, welche Zeitpunkte aus den Signalen aus dem Passieren einer Messstelle (siehe Abb. 3) am besten verwendet werden – beispielsweise Median oder Zeitpunkt des stärksten Signals. Weitere Auswertungen von RFID-Versuchen sind noch ausständig.

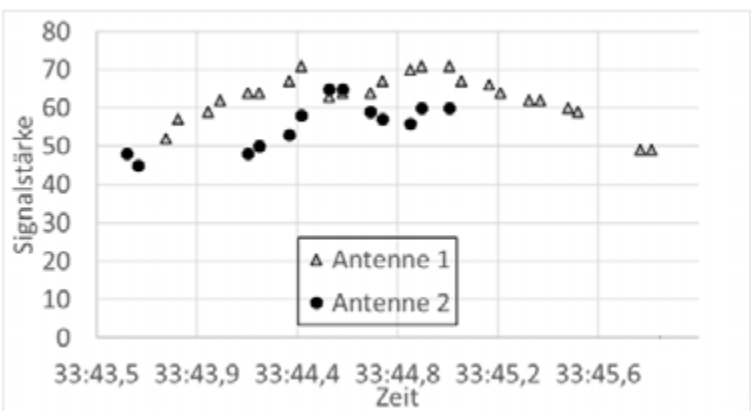


Abb. 3: Messsignale eines RFID-Tags während des Passierens einer Messstelle

5 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste for Future – ReWaste F - (882512) 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. (2021) *Real time material flow monitoring in mechanical waste processing and the relevance of fluctuations*. Waste Management, 120, 687-697, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.037.

European Commission, (2018) *Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste*.

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. doi:10.1177/0734242X19826372.

Kandlbauer, L., Khodier, K., Ninevski, D., Sarc, R. (2021) *Sensor-based Particle Size Determination of Shredded Mixed Commercial Waste based on two-dimensional Images*. Waste Management, 120, 784-794, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.003.

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.

Khodier, K., Curtis, A., Sarc, R., Lehner, M., O'Leary, P., Pomberger, R. (2019) *Smart solid waste processing plant: vision and pathway.* In: Proceedings of ISWA world congress 2019, Bilbao, Spanien, 07.10.2019–09.10.2019.

Khodier, K., Feyerer, C., Möllnitz, S., Curtis, A., Sarc, R. (2021) *Efficient derivation of significant results from mechanical processing experiments with mixed solid waste: Coarse-shredding of commercial waste*. Waste Management, 121, 164-174, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.015.

Khodier, K., Sarc, R. (2021) *Distribution-independent empirical modeling of particle size distributions – coarse-shredding of mixed commercial waste.* Processes 9(3), https://doi.org/10.3390/pr9030414.

Khodier, K., Viczek, S.A., Curtis, A., Aldrian, A., O'Leary, P., Lehner, M., Sarc, R. (2020) *Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis*. International Journal of Environmental Science and Technology, 17, 959–972, https://doi.org/10.1007/s13762-019-02526-w.

Kroell, N., Chen, X., Greiff, K., Feil, A. (2022) *Optical sensors and machine learning algorithms in sensor-based material flow characterization for mechanical recycling processes: A systematic literature review*. Waste Management, 149, 259-290, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.015.

Kroell, N., Chen, X., Maghmoumi, A., Koenig, M., Feil, A., Greiff, K. (2021) *Sensor-based particle mass prediction of lightweight packaging waste using machine learning algorithms*. Waste Management, 136, 253-265, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.10.017.

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, 476-492, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.035.

Viczek, S.A., Kandlbauer, L., Khodier, K. Aldrian, A., Sarc, R. (2022) *Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part II: particle size-dependent element determination*. International Journal of Environmental Science and Technology, 19, 6359–6374. https://doi.org/10.1007/s13762-021-03567-w.

Optimierte Sortierung von Leichtverpackungsabfällen durch ein intelligentes Stoffstrommanagement

N. Kroell[1*], X. Chen[1], C. Nordmann[2], E. Pfund[2], J. Lorenzo[1], T. Dietl[2], A. Maghmoumi[1], B. Küppers[2], A. Feil[1] & K. Greiff[1]
[1)] Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe, RWTH Aachen University, Aachen, Deutschland
[2)] STADLER Anlagenbau GmbH, Altshausen, Deutschland
*Korrespondierender Autor: nils.kroell@ants.rwth-aachen.de

KURZFASSUNG: Das werkstoffliche Recycling von Post-Consumer Kunststoffverpackungen weist trotz bisheriger Bemühungen deutliche Optimierungspotentiale auf. Bereits während der ersten Behandlungsstufe in Sortieranlagen treten erhebliche Wertstoffverluste auf; gleichzeitig werden mangelnde Sortierqualitäten vielfach kritisiert. Ein möglicher Grund dieser Defizite ist die Kombination aus schwankenden Stoffstromeigenschaften und statischer Prozessparametrierung. Ein intelligentes Stoffstrommanagement verspricht diese Defizite zu überwinden, indem einerseits die Prozessparametrierung adaptiv erfolgt und andererseits Stoffstromschwankungen bereits im Vorfeld gezielt reduziert werden. Der vorliegende Beitrag zeigt hierzu auf, wie (i) Stoffströme auch bei fehlender Materialvereinzelung sensorbasiert charakterisiert, (ii) entsprechende Sensordaten zur automatisierten Bewertung von Sortierprozessen sowie Ableitung von Transferfunktionen genutzt und (iii) Stoffstromschwankungen reduziert werden können. Gemeinsam können diese Entwicklungen dazu beitragen, die Sortierperformance zukünftiger sowie bestehender Sortieranlagen zu steigern und damit die Kreislaufführung von Kunststoffen zu erhöhen.

1 EINLEITUNG

Post-Consumer Verpackungskunststoffe sind mit 29,5 Mio. Mg/a (2020) der größte Kunststoffabfallstrom Europas (Plastics Europe 2022). Durch ein werkstoffliches Recycling von Post-Consumer Verpackungskunststoffen zu Rezyklaten und deren Einsatz zur Substitution von Primärkunststoffen werden ökologische Vorteile in Form eingesparter Treibhausgasemissionen (Astrup et al. 2009) und eingesparter Energie (Perugini et al. 2005) erzielt.
In Deutschland erfolgt die Erfassung von Post-Consumer Verpackungskunststoffen für das werkstoffliche Recycling zusammen mit Verbund- und Metallverpackungen als Leichtverpackungsabfall (LVP). Der erfasste LVP-Abfall wird anschließend in LVP-Sortieranlagen in materialspezifische Vorkonzentrate sortiert, die in spezialisierten Aufbereitungsanlagen weiterverarbeitet und anschließend als Rezyklate in den Materialkreislauf zurückgeführt werden.
Trotz bisheriger Bemühungen ist die Bilanz des Post-Consumer Kunststoffrecyclings in Deutschland ernüchternd: Nur etwa 19 Ma.-% (1,02 Mio. Mg/a) der Post-Consumer Kunststoffabfälle konnten 2019 als Output in Rezyklate überführt werden; lediglich 8 Ma.-% (0,43 Mio. Mg/a) wurden zur Substitution von Kunststoffneuware eingesetzt (Conversio Market & Strategy GmbH 2020). In LVP-Sortieranlagen treten häufig erhebliche Wertstoffverluste in die energetische Verwertung auf (Kuchta 2020); gleichzeitig wird die Qualität der erzeugten Vorkonzentrate vielfach kritisiert (bvse-Fachverband Kunststoffrecycling 2017, EU Recycling 2018). Im Forschungsvorhaben ReVise wurde in einer neunmonatigen Konzeptphase untersucht, wie die Kreislaufführung von Kunststoffverpackungen durch Entwicklung eines intelligenten Stoffstrommanagements gesteigert werden kann. Der vorliegende Beitrag fasst die zentralen Erkenntnisse der Konzeptphase zusammen.

2 INTELLIGENTES STOFFSTROMMANAGEMENT

Das Eingangsmaterial von LVP-Sortieranlagen unterliegt erheblichen Schwankungen, die sich aus dessen anthropogenem Ursprung, d. h. dem individuellen Konsum- und Trennverhalten der Abfallerzeuger, ergeben (Antonopoulos et al. 2021, Pretz 2020). Betreiber von LVP-Sortieranlagen sind daher mit der Herausforderung konfrontiert, aus schwankenden und weitgehend undefinierten Inputmaterialien, Vorkonzentrate in hoher und konstanter Qualität zu produzieren.

2.1 Lösungsansatz

Ein intelligentes Stoffstrommanagement soll diese Diskrepanz auf zweierlei Weisen lösen: Erstens sollen auftretende Schwankungen — wo möglich und sinnvoll — reduziert werden. Zweitens sollen Vorkonditionierungs- und Sortierprozesse dynamisch an schwankende Stoffstromeigenschaften adaptiert werden. Zur Implementierung sind drei Voraussetzungen wesentlich (vgl. Khodier et al. 2019):

1. Prozessrelevante Stoffstromcharakteristika müssen zeitnah erfasst werden, um frühzeitig auf veränderte Stoffstromeigenschaften reagieren zu können.
2. Das Verhalten von Vorkonditionier- und Sortierprozessen bei veränderten Stoffstromcharakteristika oder Betriebsparametern muss antizipiert werden können (Kenntnis von Ursache-Wirk-Prinzipien).
3. Stoffströme innerhalb der LVP-Sortieranlage müssen gezielt beeinflusst und Maschinenparametern adaptiert werden können.

2.2 Technologische Defizite im Status Quo

In allen drei Bereichen erschweren technologische Defizite die großtechnische Umsetzung eines entsprechend intelligenten Stoffstrommanagements:

1. Prozessrelevante Stoffstromcharakteristika wie die stoffliche Zusammensetzung an verschiedenen Prozessstellen sind im Status Quo i. d. R. weitgehend unbekannt und derzeit nur über aufwendige Probenahmen und manuelle Sortieranalysen erfahrbar.
2. Viele Sortier- und Aufbereitungsprozesse stellen für Post-Consumer Stoffströme eine „Black Box“ dar. Erforderliche Ursache-Wirk-Prinzipien vieler Aggregate sind oft nur unzureichend bekannt.
3. Technische Möglichkeiten, Stoffströme innerhalb von Sortieranlagen gezielt zu beeinflussen (bspw. Ausgleich auftretender Volumenstromschwankungen), fehlen derzeit weitestgehend.

3 IMPULSE DER REVISE-KONZEPTPHASE

Zur Adressierung dieser Defizite fanden in der ReVise-Konzeptphase grundlegende Untersuchungen zu den drei oben genannten Defiziten statt.

3.1 Sensorbasierte Stoffstromcharakterisierung

Eine manuelle Stoffstromcharakterisierung (bspw. durch Probenahme und händische Sortieranalysen) im Status Quo weist erhebliche Nachteile in den Punkten (i) Personal- und Kostenaufwand, (ii) Zeitverzug der Analysenergebnisse und (iii) limitierte Aussagekraft der Analysenergebnisse infolge etwaiger Probenahmefehler auf und stellt (iv) immer nur eine Momentaufnahme dar. Ein kontinuierliches Monitoring von Stoffströmen mittels Sensortechnik verspricht diese Limitierungen zu überwinden.

Zur Feststellung des aktuellen Forschungsstandes und Identifizierung potentieller Forschungslücken wurde im ersten Schritt im Zeitraum 2000 – 2021 ein systematisches Literaturreview von 267 Untersuchungen aus 198 peer-reviewten Journalartikel zu Anwendungen optischer Sensoren und Machine Learning Algorithmen zum werkstofflichen Recycling nicht-gefährlicher Abfälle durchgeführt (Kroell et al. 2022a). Aus dem Literaturreview ergibt sich u. A. die Einordnung der Sensordatenauswertung in Pixel-, Partikel-, Stoffstrom- und Prozessebene (Abb. 1).

Während eine Vielzahl von Studien die Pixel- und Partikelebene untersucht, existierenden insbesondere auf Stoffstrom- und Prozessebene noch erhebliche Forschungslücken. Darüber hinaus

adressieren nur wenige Untersuchungen die Umwandlung flächen-/volumenbasierter Sensordaten in massenbasierte Stoffstromcharakteristika; diese erscheinen jedoch aufgrund der hohen Verbreitung massenbasierter Indikatoren (bspw. massenbasierte Stoffstromzusammensetzungen, Korngrößenverteilungen, Reinheiten, Wertstoffausbringen) in der Recyclingwirtschaft von hoher praktischer Relevanz (Kroell et al. 2022a).

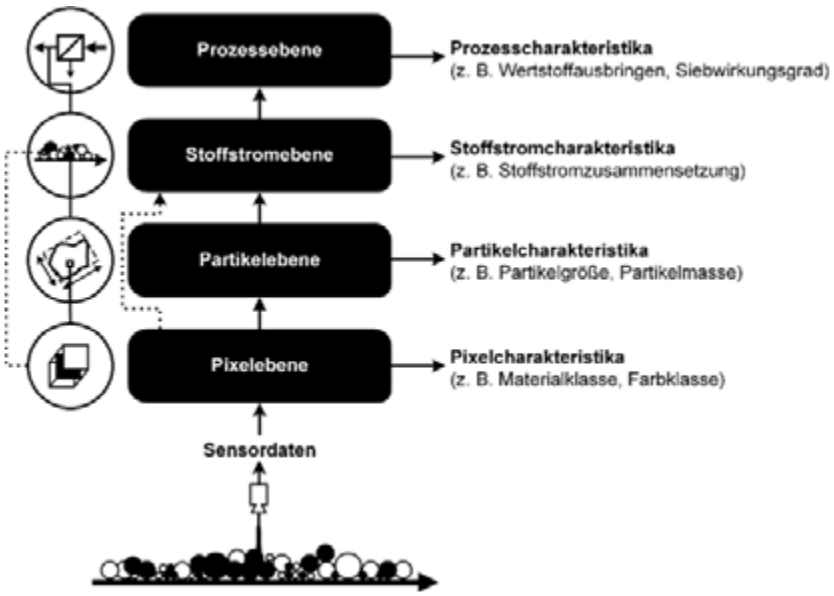


Abb. 1: Ebenen zur Interpretation von Sensordaten (Kroell et al. 2022a)

In einer ersten Fallstudie wurde daher weitergehend die Ermittlung massenbasierter Stoffstromzusammensetzungen mittels Nahinfrarot (NIR)-Sensoren untersucht. Hierzu wurden definierte, binäre Mischungen aus LVP-Materialien (Polyethylenterephthalat [PET]-Flaschen und High Density Polyethylen [HDPE]-Hohlkörper) bei vier verschiedenen Stoffstrompräsentationen (Vereinzelt [VE], Monoschicht [MO], Schütthöhe H1, Schütthöhe H2 [H2 > H1], vgl. Abb. 2a) in unterschiedlichen Massenanteilen über einen Messstand geführt. Anschließend wurden die flächenbasierten Sensordaten durch Flächengewichte in massenbasierte Stoffstromzusammensetzungen überführt und mit dem wirklichen massenbasierten Mischungsverhältnis verglichen.
Erste Ergebnisse (Abb. 2) zeigen, dass eine Stoffstromcharakterisierung auch bei fehlender Materialvereinzelung grundsätzlich möglich ist. Für eine präzise Abschätzung des jeweiligen Stoffanteils sind allerdings neben einer präzisen Umrechnung von Flächen- in Massenströme (Kroell et al. 2021) insbesondere Entmischungseffekte (bspw. aufgrund unterschiedlicher Partikelgrößen [Paranusseffekt]) an der Stoffstromoberfläche herausfordernd (Abb. 2b). So zeigt sich bspw. in der untersuchten PET/HDPE-Mischung, dass es bei der Stoffstrompräsentation als Schüttung (H1, H2) zu einer Anreicherung von größeren HDPE-Hohlkörpern im Vergleich zu kleineren PET-Flaschen an der detektierten Oberfläche kommt (Abb. 2b). Eine weitere Herausforderung stellen Verbundanteile von LVP-Verpackungen (Roosen et al. 2020) dar. So werden HDPE-Deckel der PET-Flaschen zwar pixelbasiert korrekt als HDPE erkannt, in der artikelbasierten Bezugsgröße (Handsortierung) jedoch als PET-Flasche gewertet, was zu einer systematischen Überschätzung des HDPE-Anteils führt (Abb. 2b).

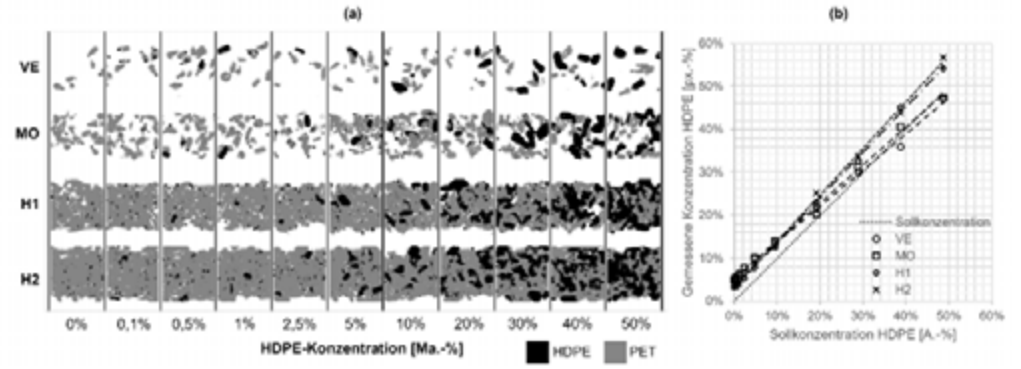


Abb. 2: NIR-basierte Stoffstromcharakterisierung von LVP-Stoffströmen. (a) NIR-Falschfarbenbilder bei verschiedenen Stoffstrompräsentationen, (b) Korrelation zwischen Sensordaten und Stoffstromzusammensetzung

3.2 Ursache-Wirk-Prinzipien: Transferfunktionen sensorbasierter Sortiersysteme

Sensorbasierte Sortiersysteme (insb. NIR-Bandsortierer) bilden das Herzstück moderner LVP-Sortieranlagen (Feil et al. 2021). Für gute Sortierergebnisse ist die Präsentation des Stoffstroms als vereinzelte Monoschicht gegenüber der Sensoreinheit essentiell (Feil et al. 2019) und stellt damit eine wesentliche Stellgröße für das anlagenweite Prozessergebnis dar (Küppers et al. 2022). Zur Quantifizierung des Zusammenhangs zwischen Input- und Outputstoffströmen in Abhängigkeit verschiedener Stoffstrom-, Betriebs- oder Prozessparameter wurde das Sortierergebnis eines industriellen Sensorsortierers mit Hilfe zusätzlicher NIR-Sensoren automatisiert bewertet (Abb. 3a). Die entwickelte Methode ermöglicht eine zeitaufgelöste und detaillierte Bewertung des Sortierverhaltens. Der ermittelte Zusammenhang lässt sich als Transferfunktion in Abb. 3b darstellen. Die ermittelte Transferfunktion zeigt auf, dass das Sortierergebnis erheblich durch die Stoffstrompräsentation (gemessen als Bandbelegung) beeinflusst wird (Kroell et al. 2022b). Perspektivisch können mit Hilfe entsprechender Transferfunktionen Einzelprozesse in LVP-Sortieranlagen simuliert werden, was eine wichtige Grundlage für eine adaptive Prozesssteuerung in LVP-Sortieranlagen darstellt.

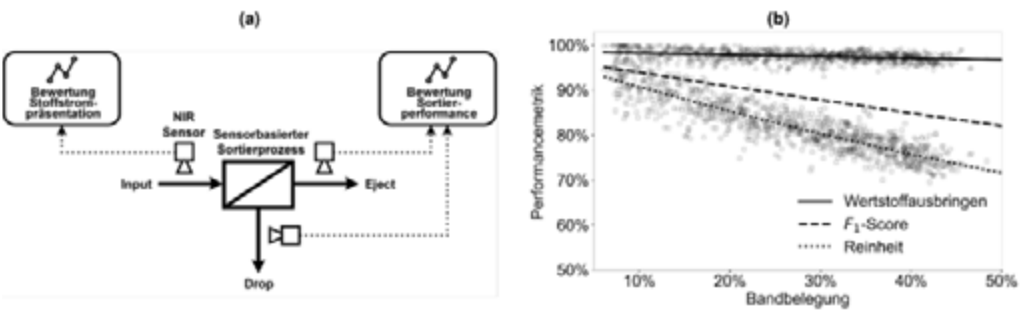


Abb. 3: Automatisierte Ermittlung von Transferfunktion mittels sensorbasiertem Stoffstrommonitoring nach (Kroell et al. 2022b). (a) Versuchskonzept, (b) ermittelte Transferfunktion

3.3 Vergleichmäßigung von Volumenstromschwankungen

Aufgrund fehlender Schütteigenschaften sowie schwankender Materialzusammensetzungen und Kornformen kommt es in vielen LVP-Sortieranlagen zu Volumenstromschwankungen, die Vorkonditionier- und (sensorbasierte) Sortierprozesse erheblich beeinträchtigen können (Curtis et al. 2021). Ziel einer Vergleichmäßigung von Stoffströmen (Nordmann & Pfund 2020) ist es daher, diese Volumenstromschwankungen zu reduzieren. Hierzu wurde vom Projektpartner STADLER Anlagenbau GmbH die technische Machbarkeit der Vergleichmäßigung anhand eines entwickelten Prototyps demonstriert. Erste Versuche mit LVP-ähnlichem Versuchsmaterial zeigen, dass

es durch den entwickelten Prototyp grundsätzlich möglich ist, kurzzeitige Volumenstromschwankungen zu reduzieren (Abb. 4).

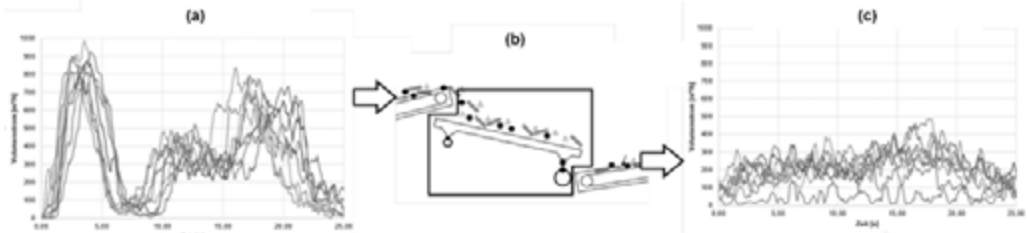


Abb. 4: Vergleichmäßigung von Volumenstromschwankungen. (a) Inputvolumenströme, (b) Vergleichmäßigungssystem, (c) Outputvolumenströme

4 FAZIT UND AUSBLICK

Während viele Prozesse produzierender Industrien auf Basis homogener Eingangsmaterialien häufig an optimalen Betriebspunkten konstant betrieben werden können, erschweren schwankende Stoffstromeigenschaften anthropogener Stoffströme, wie Post-Consumer Verpackungsabfälle, häufig das Eruieren und Halten optimaler Betriebspunkte. Die Ergebnisse der ReVise-Konzeptphase zeigen auf, dass ein weitergehender Einsatz von bisher zur Sortierung eingesetzter Sensortechnik dabei helfen kann, anthropogene Stoffströme besser charakterisieren zu können. Anhand der gewonnenen Stoffstromdaten können Sortier- und Aufbereitungsprozesse gezielter parametriert sowie Einzelprozesse und Prozessketten besser bewertet werden. In Verbindung mit neuen Möglichkeiten zur Stoffstromführung, wie der Vergleichmäßigung von Volumenstromschwankungen, innerhalb von Sortieranlagen ermöglicht dies mittelfristig ein intelligentes Stoffstrommanagement, die sich dadurch an schwankende Stoffstromeigenschaften anpassen und ihre Anlagenperformance verbessern können. Perspektivisch können die geschaffenen Möglichkeiten dabei helfen, die derzeitigen Wertstoffverluste und Reinheitsdefizite in LVP-Sortieranlagen zu reduzieren und somit zur Steigerung eines hochwertigen, mechanischen Recyclings von Post-Consumer Verpackungskunststoffen beitragen.

5 DANKSAGUNG

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurden mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Projekt ReVise (FKZ: 033R341) gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren. Wir danken Christian Hündgen und Frank Arleth der Hündgen Entsorgungs GmbH & Co. KG für die umfangreiche Unterstützung und Zusammenarbeit in der ReVise-Konzeptphase.

LITERATUR

Antonopoulos, I., Faraca, G. & Tonini, D. (2021) Recycling of post-consumer plastic packaging waste in the EU: Recovery rates, material flows, and barriers. *Waste management (New York, N.Y.)*, *126*, 694–705. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.002

Astrup, T., Fruergaard, T. & Christensen, T. H. (2009) Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste management & research*, *27*(8), 763–772. https://doi.org/10.1177/0734242X09345868

bvse-Fachverband Kunststoffrecycling (Hrsg.). (2017) *Kunststoffrecycler erhalten weiterhin ungenügende Qualität*. https://www.bvse.de/gut-informiert-kunststoffrecycling/nachrichten-kunststoffrecycling/1650-kunststoffrecycler-erhalten-weiterhin-ungenuegende-qualitaet.html

Conversio Market & Strategy GmbH. (2020) *Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2019.*

Curtis, A., Küppers, B., Möllnitz, S., Khodier, K. & Sarc, R. (2021) Real time material flow monitoring in mechanical waste processing and the relevance of fluctuations. *Waste management (New York, N.Y.)*, *120*(1), 687–697. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.037

EU Recycling (Hrsg.). (2018) *Wie können mehr Kunststoffe in Leichtverpackungen recycelt werden?* https://eu-recycling.com/Archive/20131

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. https://doi.org/10.1177/0734242X19826372

Feil, A., Kroell, N., Pretz, T. & Greiff, K. (2021) Anforderungen an eine effiziente technologische Behandlung von Post-Consumer Verpackungsmaterialien in Sortieranlagen. *Müll und Abfall*, *21*(7), 362–370. https://doi.org/10.37307/j.1863-9763.2021.07.04

Khodier, K., Curtis, A., Sarc, R., Lehner, M., O'Leary, P. & Pomberger, R. (2019) Smart solid waste processing plant: vision and pathway. In *ISWA world congress 2019,* Bilbao, Spain.

Kroell, N., Chen, X., Greiff, K. & Feil, A. (2022a) Optical sensors and machine learning algorithms in sensor-based material flow characterization for mechanical recycling processes: A systematic literature review. *Waste management (New York, N.Y.)*, *149*, 259–290. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.015

Kroell, N., Chen, X., Maghmoumi, A., Koenig, M., Feil, A. & Greiff, K. (2021) Sensor-based particle mass prediction of lightweight packaging waste using machine learning algorithms. *Waste management (New York, N.Y.)*, *136*, 253–265. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.10.017

Kroell, N., Dietl, T., Maghmoumi, A., Chen, X., Küppers, B., Feil, A. & Greiff, K. (2022b) Assessment of sensor-based sorting performance for lightweight packaging waste through sensor-based material flow monitoring: Concept and preliminary results. In K. Greiff, H. Wotruba, A. Feil, N. Kroell, X. Chen & Gürsel, Devrim, Merz, Vincent (Vorsitz), *Sensor-based Sorting and Control (SBSC) 2022,* Aachen.

Kuchta, K. (2020) Bewertung des Recyclingprozesses von Kunststoffverpackungen. In O. Holm, E. Thomé-Kozmiensky, D. Goldmann & B. Friedrich (Vorsitz), *Recycling- und Sekundärrohstoffe,* Berlin.

Küppers, B., Schlögl, S., Kroell, N. & Radkohl, V. (2022) Relevance and challenges of plant control in the preprocessing stage for enhanced sorting performance. In K. Greiff, H. Wotruba, A. Feil, N. Kroell, X. Chen & Gürsel, Devrim, Merz, Vincent (Vorsitz), *Sensor-based Sorting and Control (SBSC) 2022,* Aachen.

Nordmann, C. & Pfund, E. (2020) Beschreibung und Darstellung der Messmöglichkeiten für die Gleichmäßigkeit inhomogener Stoffströme. In R. Pomberger, J. Adam, A. Aldrian, M. Altendorfer, A. Curtis, T. Dobra, . . . M. Wellacher (Vorsitz), *Recy & Depotech 2020,* Montanuniversität Leoben, Österreich.

Perugini, F., Mastellone, M. L. & Arena, U. (2005) A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes. *Environmental Progress*, *24*(2), 137–154. https://doi.org/10.1002/ep.10078

Plastics Europe (2022) *THE CIRCULAR ECONOMY FOR PLASTICS: A European Overview*. https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2022/04/PlasticsEurope-CircularityReport-2021_28022022.pdf

Pretz, T. (2020) Was kann moderne Abfall-Aufbereitungstechnik leisten? In R. Pomberger, J. Adam, A. Aldrian, M. Altendorfer, A. Curtis, T. Dobra, . . . M. Wellacher (Vorsitz), *Recy & Depotech 2020,* Montanuniversität Leoben, Österreich.

Roosen, M., Mys, N., Kusenberg, M., Billen, P., Dumoulin, A., Dewulf, J., van Geem, K. M., Ragaert, K. & Meester, S. (2020) Detailed Analysis of the Composition of Selected Plastic Packaging Waste Products and Its Implications for Mechanical and Thermochemical Recycling. *Environmental science & technology*, *54*(20), 13282–13293. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03371

Implementierung von Sensor-based Material flow Monitoring in einer Kunststoffsortieranlage

S. Schloegl[1], J. Kamleitner[2], N. Kroell[3] & X. Chen[3]
[1)] Montanuniversität Leoben, Institut für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Siemens Advanta Solutions GmbH, Wien, Österreich
[3)] RWTH Aachen University, Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Um die Zielfraktionen für das Recycling, welche in einer Kunststoffsortieranlage entstehen, in Menge und Qualität zu steigern, ist der Einsatz von Monitoringtechnologien eine wirkungsvolle Methode. Dadurch kann eine konstante Anlagenperformance sichergestellt werden. Die hohe Heterogenität der Leichtverpackungsabfälle und die Notwendigkeit von hohen Durchsätzen für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb erschweren allerdings die Implementierung solcher Systeme. Die ersten Ergebnisse einer Versuchsreihe mit fünf externen Sensoren (vier Nahinfrarot-Sensoren, ein Volumenstromsensor) in einer österreichischen Kunststoffsortieranlage zeigen, dass die Korrelation der Daten von verschiedenen internen und externen Sensoren in der Anlage möglich ist. Zu beachten ist dabei insbesondere die Transportzeit zwischen den Messpunkten und die nötige Kalibrierung von internen Sensordaten aus sensor-basierten Sortierern. Es wurde ein erstes Modell zur Vorhersage der Stoffstromqualität des PET-Stromes auf Basis von Sensordaten am Beginn der Anlage und einigen Anlagenkennwerten entwickelt. Dieses ermöglicht bei einer Erweiterung um ökonomische Werte auch einen Vergleich verschiedener Szenarien, wie Durchsatzvariationen oder unterschiedliche Anzahl von Sortierpersonal, und somit neben der hohen Anlagenperformance auch einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb.

1 EINLEITUNG

In einer Umfrage des Umweltbundesamtes (2019) bestätigen die Betreiber großer Sortieranlagen für Leichtverpackungen (LVP) in Österreich, dass die technischen Potentiale zur Erreichung der besten Sortierergebnisse nicht ausgeschöpft sind und Bedarf an Nachrüstung besteht. Lediglich 31 Ma.-% – 38 Ma.-% des Outputs gelten aktuell als Zielfraktionen für das Recycling. Insbesondere die Qualität der PET-Sortierung ist in Österreich besonders relevant, da etwa ein Viertel aller in Österreich für das werkstoffliche Recycling übernommenen Kunststoffabfälle Verpackungsabfälle aus PET sind. Auch dürfen in Österreich Rezyklate für den Lebensmittelbereich bis dato ausschließlich aus PET sein (UBA 2021). Stoffstrommonitoring ermöglicht eine inline Qualitätskontrolle, sowie Prozessoptimierung zur Steigerung von Menge und Qualität von PET und anderen Zielfraktionen (Kroell et al. 2022, Küppers et al. 2020, Schlögl et al. 2022).

Stoffstrommonitoring und sensor-basierte Qualitätskontrolle sind in vielen Branchen bereits Stand der Technik. Die Lebensmittelindustrie (Liu et al. 2017, Zeng et al. 2021) sowie die Pharmazie (Botker et al. 2019) sind Paradebeispiele für präzise Prozessüberwachung durch diverse Monitoringtechnologien und damit der Garantie hochwertiger und konstanter Outputqualitäten. In den letzten Jahren stieg das Interesse an Monitoring auch in der Abfallwirtschaft, die große Heterogenität der Abfälle und die Komplexität der Zusammenhänge verschiedener Sortierstufen sind dabei allerdings eine besondere Herausforderung. Insbesondere eine zu hohe Bandbelegung in Folge eines zu hohen Durchsatzes reduziert nicht nur die Sortierperformance, sondern hemmt auch die Qualität des sensor-basierten Monitorings durch sich überlappende Partikel (Kroell et al. 2022, Küppers et al. 2020). Daraus leitet sich das besondere Interesse nicht nur an Monitoring mittels Nahinfrarot-Sensoren (NIR-Sensoren) zur Bestimmung der Materialzusammensetzung (Schlögl et al. 2022) sondern auch der Bestimmung des Durchsatzes mittels Volumenstromsensoren (Schwarzenbacher 2022) ab.

Im Forschunsgprojekt EsKorte wird daher untersucht, wie die konkrete Implementierung von Monitoring in LVP-Sortieranlagen aussehen kann. Dafür werden sowohl zusätzlich montierte Sensoren über Förderbändern („Externe Sensoren“), sowie bereits für sensor-basierte Sortierung (SBS) bestehende Sensorik („Interne Sensoren“) getestet. Durch die Relevanz der PET-Fraktion liegt der Fokus der vorliegenden Untersuchung auf dem Verhalten des PET-Materials in der Anlage. Zu diesem Zweck wurde ein Vorhersagemodell für die entstehende PET-Qualität entwickelt.

2 VERSUCHSSETTING

Zur Evaluierung des Potenzials eines sensorbasierten Stoffstrommonitorings wurden in der Kunststoffsortieranlage der Brantner Sort4You GmbH in Niederösterreich vier NIR-Sensoren und ein Volumenstromsensor positioniert. Die NIR-Messpunkte wurden so gewählt, dass eine Beurteilung der Sortierperformance in Hinblick auf das PET-Material möglich ist. Der Volumenstromsensor ermöglichte zusätzlich die Betrachtung des Durchsatzes und dessen Auswirkungen auf die Sortierperformance. Weiters wurden für den Versuchszeitraum von zwei Wochen die Daten eines sensor-basierten Sortierers (SBS) gespeichert, um zu untersuchen, ob auch bereits vorhandene Sensorik für die Stoffstromüberwachung herangezogen werden kann.

2.1 Positionierung der Sensoren

Um die Stoffstromzusammensetzung und Bandbelegung an verschiedenen Positionen der Anlage bestimmen zu können wurden vier NIR-Sensoren des Modells EVK HELIOS EQ32 (EVK DI Kerschhaggl GmbH, Raaba, Österreich), jeweils mit einseitiger Halogen-Beleuchtung, installiert. Die Höhe der Sensoren wurde dabei auf die unterschiedlichen Bandbreiten an den Messpunkten (MP) angepasst (MP1: 199 cm, MP2: 64 cm, MP3: 180 cm, MP4: 153 cm).

Der erste installierte Sensor in der Anlagenlinie war ein LIDAR-Volumenstromsensor des Modells TiM561 (SICK AG, Waldkirch, Deutschland). Dieser wurde unmittelbar nach der manuellen Abscheidung sperriger Güter montiert. Die NIR-Messpuntke waren folgendermaßen verteilt:

- MP1: Unmittelbar nach dem Ballistikseparator im 3D-Strom; Beschleunigungsband.
- MP2: Förderband für manuell aussortierte PET-Flaschen aus dem 2D-Strom.
- MP3: Nach mehreren manuellen und automatischen Sortierstufen zur Abscheidung von Nicht-PET-Kunststoffen und Metallen; Beschleunigungsband.
- MP4: Steigband vor der Presse für den Sortierrest der Anlage.

In Abbildung 1 sind Fotos der vier NIR-Messpunkte und jeweils zugehörige exemplarische Falschfarbenbilder dargestellt.

Abb. 1: Fotos der Messpunkte der vier NIR-Sensoren mit exemplarischen Live-Falschfarbenbildern

Die präsentierten Ergebnisse beschränken sich auf die Sensordaten des Volumenstromsensors, sowie den Daten von NIR-MP1 und NIR-MP3, in Kombination mit den Daten des SBS, welcher unmittelbar nach MP1 der Ausscheidung von klaren PET-Flaschen dient (Siehe Abb. 2).

Abb. 2: Vereinfachtes Fließbild des relevanten Anlagenausschnittes – Installierte externe Sensorik oval dargestellt

2.2 Teach-In

Zur Erfassung der NIR-Daten wurden für die Teach-Ins aller externen NIR-Sensoren die gleichen Materialklassen gewählt. Die Materialklassen des SBS entsprechen dem für die Sortierung eingespielten Teach-Ins und wurden für die Versuche nicht manipuliert. In Tab. 1 sind die jeweiligen Materialklassen angeführt.

Tab. 1: Materialklassen der genutzten Sensorik (✓: vorhanden, x: nicht vorhanden)

Materialklasse	*Langname*	NIR-MP1 – 4	SBS
PET	*Polyethylenterephthalat*	✓	Unterklassen: klar, blau, grün, bunt, Blister
PP	*Polypropylen*	✓	✓
PE	*Polyethylen*	✓	✓
PS	*Polystyrol*	✓	✓
GVK	*Getränkeverbundkarton*	✓	✓
PPK	*Papier, Pappe, Kartonagen*	✓	x
Folien	*Primär PE-Folien*	✓	x
NK	*Nicht klassifiziert*	✓	x
PVC	*Polyvinylchlorid*	x	✓
Cellulose		x	✓
Anderes		x	✓

2.3 Auswertung

Die Datenauswertung umfasste im ersten Schritt die Korrelation verschiedener Daten (z.B. Abgleich Volumenstromdaten mit aufgezeichneten Einstellungen des Sacköffners). Zur Ermittlung relevanter Zusammenhänge wurden Korrelationsmatrizen erstellt und darin aufscheinende stark positive oder stark negative Korrelationen näher untersucht.

Im zweiten Auswertungsschritt erfolgte die Erarbeitung eines Vorhersagemodells für die PET-Stoffstromqualität an Messpunkt 3. Dafür wurde in Python ein lineares Regressionsmodell genutzt, in welches neben den externen Sensordaten auch einige Anlagenkennwerte, wie je Schicht eingesetztes Sortierpersonal, eingespeist wurde.

Zur Beurteilung der Stoffstromqualität wurde neben der flächenbasierten PET-Konzentration (c_a) auch die materialspezifische Bandbelegung (engl. „material specific occupation density“, MSOD) betrachtet. Da die MSOD-Werte neben der Information über den PET-Anteil am Band auch Informationen über die Bandbelegung beinhalten, ergeben sich andere relevante Korrelationsparameter als für die Vorhersage von c_a.

$$c_{\mathrm{a,PET}} = \frac{Pixel_{\mathrm{PET}}}{\sum_i Pixel_{\mathrm{Material}<i>}} = \frac{A_{\mathrm{PET}}}{\sum_i A_{\mathrm{Material}<i>}} \quad (1)$$

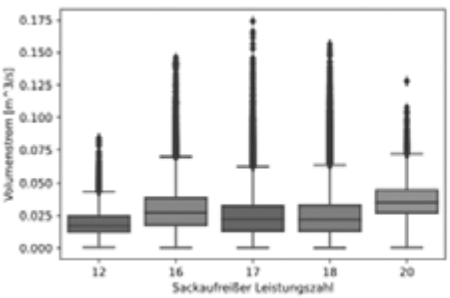
$$\mathrm{MSOD_{PET}} = \frac{Pixel_{\mathrm{PET}}}{\sum_i Pixel_{<i>}} = \frac{A_{\mathrm{PET}}}{\mathrm{A_{ges}}} \quad (2)$$

3 ERGEBNISSE

Die aufgezeichneten Daten wurden auf ihre Nutzbarkeit für verschiedene Fragestellungen untersucht. Im Folgenden werden einige erste Ergebnisse exemplarisch dargestellt.

3.1 Monitoring des volumetrischen Anlageninputs

Der Vergleich der ermittelten Volumenströme in m³/s für die verschiedenen Sacköffnereinstellungen zeigt eine Steigerung der kleinsten Einstellung (Leistungszahl 12) zur größten Einstellung (Leistungszahl 20) im Mittel um 230 % (siehe Abb. 3). Durch die Heterogenität des LVP-Materials und deren unterschiedliches Transportverhalten im Sacköffner, ist die Schwankungsbreite der gemessenen Volumenstromwerte innerhalb einer Einstellung recht groß (z.B. 16: 0 – 0,175 m³/s) und deren Zusammenhang mit der Leistungszahl nicht linear.



Leistungszahl	Zyklen [1/min]
12	3 – 4
16	5
17	6
18	6
20	7

Abb. 3: Korrelation verschiedener Sacköffnereinstellungen mit dem detektierten Volumenstrom über den gesamten Versuchszeitraum hinweg (links) und zugehörige mittlere Drehzahl (rechts)

3.2 Nutzung von SBS-Daten für das Monitoring der Materialzusammensetzung

Der Vergleich der Ergebnisse der NIR-Daten des externen Sensors mit den Daten des SBS zeigt, dass die SBS-Daten im niedrigen Bereich eher zufällig verteilt sind, während sich bei höheren Anteilen der Materialklasse am Band (MSOD) ein linearer Zusammenhang ergibt (Siehe Abb. 4).

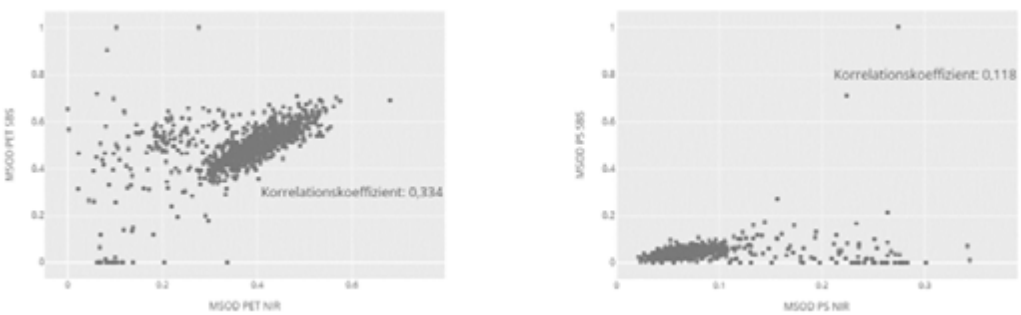


Abb. 4: Korrelation der NIR-MP1 Daten mit den SBS-Daten des unmittelbar danach positionierten Sortierers (links: PET, rechts: PS)

Dabei fällt auf, dass die MSOD-Werte des SBS für PET, PP und PE im Vergleich zu den NIR-MP1-Werten im Durchschnitt zu hoch sind (um ca. 10 %), während bei PS zu geringe Werte gemessen werden. Eine Ursache dafür kann eine für den Anlagenbetreiber üblicherweise unbekannte Wichtung der Materialklassen des SBS sein, welche die Erfüllung der Sortieraufgabe sicherstellen soll. Zusätzlich wird bei dem SBS vor der Zuordnung der Pixel eine Objekterkennung durchgeführt, wodurch beispielsweise eine Flasche, die aus verschiedenen Materialien besteht, ausschließlich als deren Hauptmaterial (z. B. PET) detektiert wird. Durch diese andere Art der Pixelzählung ist eine Abweichung der SBS-Daten von den Daten eines externen Sensors, welcher auf das Monitoring optimiert ist, inhärent. Da der untersuchte SBS zur Ausschleusung von PET-Flaschen dient, ist eine Wichtungen für die Materialien PET, PE und PP naheliegend.

Berücksichtigt man diese Abweichungen jedoch, indem ein Abgleich von SBS-Daten mit einem externen Sensor stattfinden, ergeben die SBS-Daten gemäß der ersten Auswertungsergebnisse jedenfalls bei höheren Bandbelegungen nutzbare Werte für ein Stoffstrommonitoring.

3.3 Vorhersage der Stoffstromqualität auf Basis der NIR-Sensordaten

Die Inputparameter für das lineare Modell („Ridge Regression“) für die Vorhersage der $MSOD_{PET}$ an MP3 waren die Daten vom Volumenstromsensor (Volumen in m³ „vol_mp3“ und maximale Höhe in mm „hmax_mm“), NIR-Sensordaten von MP1 (Flächenbezogene Konzentration innerhalb der Materialpixel c_a und materialspezifische Bandbelegung MSOD), sowie Daten aus den Anlagenaufzeichnungen (Anzahl an Sortierpersonal „sp“ in der 2D bzw. 3D-Linie und Anlagendurchsatz – engl. throughput – „tp“ gemäß Anlieferungsmengen und Anlagenlaufzeit)

Die Analyse der relevanten Einflussparameter in Python („Ridge coefficients“) ergab den Anteil an Hintergrund (engl. Background, „bg“) sowie den Anteil an PET an MP1 („NIR1“) als wichtigste Faktoren. Beide entsprechen dabei einer negativen Korrelation. $MSOD_{PET}$ an MP1, sowie die Anzahl an Sortierpersonal in der Handsortierkabine für die 3D-Fraktion („sp3d“) hatten dabei die stärksten positiven Korrelationsfaktoren (Siehe Abb. 5).

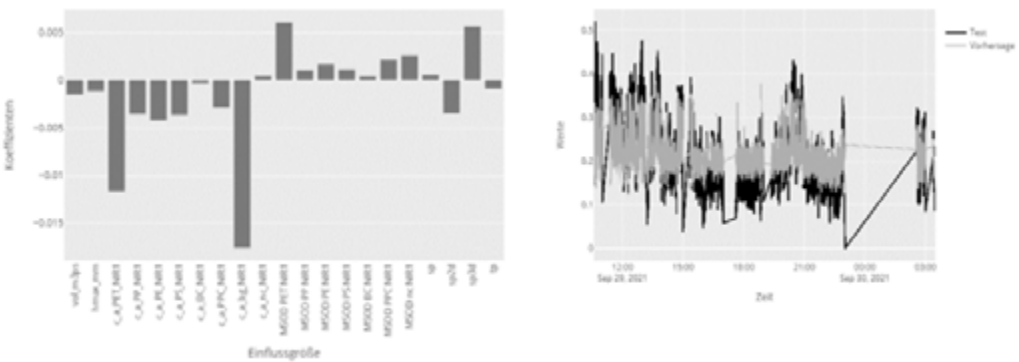


Abb. 5: Ergebnisse für das Vorhersagemodell von MSOD_PET an Messpunkt 3: Relevante Einflussgrößen für die Modellierung (links) und exemplarische Kurvenverläufe (rechts)

Die Vorhersage gibt bereits bei diesem simplen Ansatz nutzbare Ergebnisse. Die Linie der vorhergesagten Werte folgt in weiten Teilen jener der tatsächlich gemessenen Werte des externen NIR-Sensors an MP3, hat allerdings teilweise auch starke Abweichungen (Mittlere quadratischer Abweichung = 0,002, R^2 = 0,148). Es fällt dabei auf, dass die Vorhersage bei geringen tatsächlichen Werten der $MSOD_{PET}$ an MP3 zu einer Überschätzung neigt. Ein Grund dafür ist der Transportweg zwischen den beiden Messpunkten in Kombination mit dem sehr kurzen Zeitfenster der Vorhersage (5 s). Eine leicht vom durchschnittlichen Transportweg abweichende Zeit beeinflusst das Ergebnis dadurch bereits stark. Weiters befindet sich zwischen den beiden Messpunkten eine manuelle Sortierung, deren Leistung nicht konstant ist, was die Vorhersage weiter erschwert.

Es soll in weiteren Analysen untersucht werden, ob eine Erhöhung des Zeitintervalls von 5 s auf 1 – 5 min zu einer Verbesserung der Korrelation von prognostiziertem und tatsächlichem Wert führt. Weiters sollen auch andere Modelle, wie „support vector machine“ oder „partial least squares“ vergleichend analysiert werden. Diese Ansätze sollen anschließend mit jenen Ergebnissen verglichen werden, die das Prognosemodell auf Basis der SBS-Daten statt der NIR-MP1-Daten erzielen würde.

Die Entwicklung eines solchen Modells ermöglicht es neben dem Live-Monitoring der Anlage im Sinne eines Ist-Soll-Abgleiches von Kennwerten auch eine Modellierung verschiedener Szenarien des Anlagenbetriebes. So kann untersucht werden, welche Sacköffnereinstellungen sinnvoll sind, oder auch ob eine zusätzliche Person in der Handsortierkabine einen Vorteil für die

Performance der Anlage hat oder nicht. Durch die Hinterlegung einer monetären Wertung von Kennzahlen, wie beispielsweise der Reinheit im PET-Strom, wäre damit auch eine ökonomische Modellierung verschiedener Varianten des Anlagenbetriebes möglich.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Sensor-basiertes Monitoring ist in der Abfallwirtschaft im Gegensatz zu anderen Industrien, wie der Lebensmittelbranche oder der Pharmazie, noch nicht Stand der Technik. Um Wertstoffverluste in Anlagen zu reduzieren, müssen die bewährten Technologien aus anderen Industrien allerdings übernommen und an die Anforderungen der heterogenen Stoffströme adaptiert werden, damit die festgelegten Ziele in Bezug auf Kreislaufschließung erreicht werden können.

Die ersten Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass externe LIDAR- und NIR-Sensoren zum Monitoring genutzt werden können. Weiters konnte gezeigt werden, dass sich für gewisse Fragestellungen, bei denen qualitative Aussagen im Vordergrund stehen, auch interne Sensorik aus SBS eignen können. Dabei ist allerdings eine Kalibrierung mit externer Sensorik zur Quantifizierung des Offsets unerlässlich, da die exportierbaren Pixeldaten des SBS durch die Optimierung an die Sortieraufgabe von den unverfälschten Pixeln abweichen. Zuletzt konnte gezeigt werden, dass eine Vorhersage der Stoffstromzusammensetzung an einem späteren Punkt der Anlage auf Basis von Sensordaten von einem früheren Punkt möglich ist. Dabei ist eine Vorhersage auf 5s-Werte wenig sinnvoll, da Einflussgrößen in der Anlagenlinie eine zu große Schwankungsbreite haben. Die Erkenntnisse dieser Untersuchungen können der Entwicklung eines Stoffstromüberwachungssystems dienen, bei dem ein laufender Vergleich von Soll- und Istwerten stattfindet. Dies führt zu einer stabileren und damit verbesserten Anlagenperformance. Zusätzlich ermöglicht die Erweiterung des Modelles um ökonomische Faktoren für relevante Kennwerte eine Modellierung verschiedener Szenarien und kann damit neben dem ökologischen, auch einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb bewerkstelligen.

5 DANKSAGUNG

Das Forschungsprojekt EsKorte (Projektnummer: 877341) wird im Rahmen des Programms „Produktion der Zukunft“ der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert.

LITERATUR

Botker, J., Wu, J.X., Rantanen J. (2019) Chapter 3.7 - Hyperspectral imaging as a part of pharmaceutical product design. Data Handling in Science and Technology. Volume 43. S 567 – 582. DOI: 10.1016/B978-0-444-63977-6.00022-5

Kroell, N., Chen, X., Greiff, K., Feil, A. (2022) Optical sensors and machine learning algorithms in sensor-based material flow characterization for mechanical recycling processes: A systematic literature review. Waste Management. Volume 149. S. 259-290. DOI: 10.1016/j.wasman.2022.05.015

Kueppers, B., Schloegl, S., Friedrich, K., Lederle, L., Pichler, C., Freil, J., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2020) Influence of material alterations and machine impairment on throughput related sensor-based sorting performance. Waste Management & Research. Volume 39(1). DOI: 10.1177/0734242X20936745

Liu, Y., Hongbin, P., Da.Wen, S. (2017) Hyperspectral imaging technique for evaluating food quality and safety during various processes: A review of recent applications. Trends in Food Science & Technology. Volume 69 - Part A. S. 25 – 35. DOI: 10.1016/j.tifs.2017.08.013

Schlögl, S., Küppers, B. (2022) *Quantifying the Delabelling Performance using Sensor-based Material Flow Monitoring.* Conference: 9th Sensor-Based Sorting & Control 2022. Aachen, Germany. DOI: 10.2370/9783844085457

Schwarzenbacher, M. (2022) *Quantitative Beurteilung der LIDAR-Technologie zur volumetrischen Stoffstromcharakterisierung von LVP-Material.* Masterarbeit. Montanuniversität Leoben. https://pure.unileoben.ac.at/portal/files/8829840/AC16509071.pdf

Umweltbundesamt (UBA) (2021) *Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich: Status 2019*. Report REP-0744. Wien 2021 – 2. Korrigierte Auflage.

Zeng, J., Guo, Y., Han, Y., Li, Z., Yang, Z., Chai, Q., Wang, W., Zhang, Y., Fu, C. (2021) *A Review of the Discriminant Analysis Methods for Food Quality Based on Near-Infrared Spectroscopy and Pattern Recognition*. Molecules. Volume 26 - Issue 3. S. 749. DOI: 10.3390/molecules26030749

Effizienzsteigerung in der sensorgestützten Sortierung

K. Friedrich[1], V. Spiess[2], R. Pomberger[1] & D. Vollprecht[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Gegenwärtig werden sensorgestützte Sortieranlagen meist nicht am optimalen Betriebspunkt hinsichtlich des Durchsatzes und des erwünschten Sortierergebnisses betrieben, sondern entweder über- oder unterfahren je nach Verfügbarkeit von Abfallströmen. Anhand der stofflichen Zusammensetzung des Inputstroms und des Durchsatzes lassen sich mathematische Ansätze für vordefinierte „ideale“ Mischungen finden. Dieser Beitrag beschäftigt sich daher mit dem Vergleich, ob- bzw. unter welchen Bedingungen sich mathematische Ansätze auf derselben sensorgestützten Sortiermaschine auf reale Abfälle anwenden lassen. Hierfür werden bereits aus Vorversuchen existierende Daten a priori für ideale Mischungen mit neu generierten Daten verglichen um signifikante Aussagen treffen zu können. Als Versuchsmaterial (Input) werden fünf**,** in regelmäßigen Abständen, genommene Proben aus 3D-Kunststoffen einer Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlage herangezogen. Für vier dieser fünf Proben werden die Versuche der idealen Mischungen der PET-Fraktion mit realem Versuchsmaterial wiederholt, um anschließend die mathematischen Ansätze zu vergleichen. Eine direkte Anwendung derselben Ansätze erscheint für PET nicht als möglich, jedoch kann mit neuen mathematischen Ansätzen für den realen Abfallstrom ein Prognoseintervall für das sensorgestützte Sortierergebnis hinsichtlich Recovery (Masseausbringen), Ausbringung (Wertstoffausbringen) und Reinheit (Wertstoffgehalt) abgeleitet werden.

1 GRUNDLAGEN

Sensorgestützte Sortieranlagen sind sehr anfällig für Änderungen der Eingangsmenge und -qualität, wobei die Oberflächenbedingungen den Sortiererfolg stark beeinflussen und Anlagen häufig über- oder unterfahren werden, was die Sortiereffizienz verringert (Küppers et al. 2021).

Die Sortiereffizienz wird üblicherweise basierend auf Recovery, Ausbringung und Reinheit, drei massespezifischen [m%] Indikatoren, analysiert. Diese wurden zuvor von Friedrich et al. (2022) wie in den folgenden Absätzen definiert.

Recovery (R) ist der Quotient aus Produktmasse oder Masse des ausgeworfenen Materials (m_{eject}) und Gesamtmasse des Inputs (m_{input}) über einen bestimmten Zeitraum. Die Recovery gibt die Produktmenge an, die pro Zeiteinheit oder einer bestimmten Durchsatzrate erzeugt wird.

$$R = \frac{m_{eject}\left[\frac{t}{h}\right]}{m_{input}\left[\frac{t}{h}\right]} * 100\ \% \quad (1)$$

Ausbringung (Rw) ist definiert durch den Quotienten aus erzeugtem Produkt im Output (m_{input}*c_{input}) und Wertstoffen im Input (m_{input}*c_{input}). Mit dem Massestrom des Outputmaterials (m_{output}) und der errechneten Wertstoffkonzentration in der Outputfraktion (c_{output}) wird die erzeugte Produktmenge im Output berechnet.

$$R_w = \frac{m_{output}\left[\frac{t}{h}\right] * c_{output}[\%]}{m_{input}\left[\frac{t}{h}\right] * c_{input}[\%]} * 100\ \% \quad (2)$$

Feil et al. (2016) schlagen mit der Berechnung der Reinheit P_m einen weiteren Qualitätsindikator vor. Der Prozentsatz des korrekt ausgeschleusten Inputmaterials – Reinheit – errechnet sich wie folgt.

$$P_m = \frac{m_{recyclable\ material}[\frac{t}{h}]}{m_{impurity}[\frac{t}{h}]+m_{recyclable\ material}[\frac{t}{h}]} * 100\ \% \quad (3)$$

Das Finden des optimalen Betriebspunkts hinsichtlich des Durchsatzes für diese sensorgestützten Sortieraggregate ist für den Erfolg und die Rentabilität jeder Abfallverarbeitungsanlage von größter Bedeutung. Diese Optimierung kann empirisch erfolgen und ergibt eine akzeptable Annäherung, ist jedoch zeitaufwändig (Küppers et al., 2021).

Die Entwicklung eines mathematischen Ansatzes zur Optimierung der Durchsatzrate eines bestimmten Nahinfrarot-Sortieraggregats kann daher nicht nur wertvolle Zeit gespart und die Rentabilität bestehender Sortieranlagen erhöht, sondern auch die Anzahl der eingesetzten Betriebsmittel (bspw. Energie) durch einen Anlagenbetrieb am idealen Betriebspunkt verringert werden.

Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der Fragestellung, ob es möglich ist, einen bereits definierten mathematischen Ansatz für einen Stoffstrom, aus definierten Mischungsverhältnissen zweier Reinstoffe, auf die PET-Fraktion von mehreren realen Abfallproben bei Nutzung derselben sensorgestützten Sortiermaschine anzuwenden.

2 MATERIALIEN UND METHODIK

Bezugnehmend auf die vorliegenden Erkenntnisse zur Korrelation von stofflicher Inputzusammensetzung, Durchsatzleistung und den sensorgestützten Sortierergebnissen (Recovery, Ausbringung und Reinheit) von Küppers et al. (2021) ist bekannt, dass es innerhalb dieser Parameter einen Zusammenhang in mathematischen Funktionen für ideale synthetische definierte Mischungen von Kunststofffraktionen mit definiertem Mischungsverhältnis gibt.

Die Forschungsneuheit dieses Beitrags besteht nun darin, zu evaluieren, ob diese gefundenen mathematischen Ansätze auf die PET-Fraktion in realen Kunststoffabfall und seine Inputzusammensetzungen auf demselben Sortieraggregat übertragen werden können.

2.1 Versuchstand für sensorgestützte Sortierung

Das hierfür verwendete Sortieraggregat ist der Versuchstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben. Es handelt sich hierbei um einen Schurrensortierer, welcher in einer offenen Bauweise hergestellt wurde, die es ermöglicht, einfache Umbauten vorzunehmen um Prozesseinflüsse daraus ableiten zu können. Der Versuchstand ist als Zweiwegemaschine mittels Druckluftaktor als austragende Einheit ausgeführt und beinhaltet drei Sensoren (Abb. 1):

- Nahinfrarot (NIR), um die molekulare Zusammensetzung von nahinfrarotaktiven Partikeln zu bestimmen,
- Visuelle Spektroskopie (VIS), um die Absorbierung des sichtbaren Lichts von elementaren Komponenten zu bestimmen (angewendet für Sortierung nach Trennmerkmal Farbe),
- Induktion, um metallische Komponenten/Partikel zu identifizieren.

(Friedrich et al., 2022)

Im gegenständlichen Anwendungsfall wird der Nahinfrarotsensor Helios NIR G2-320 eingesetzt.

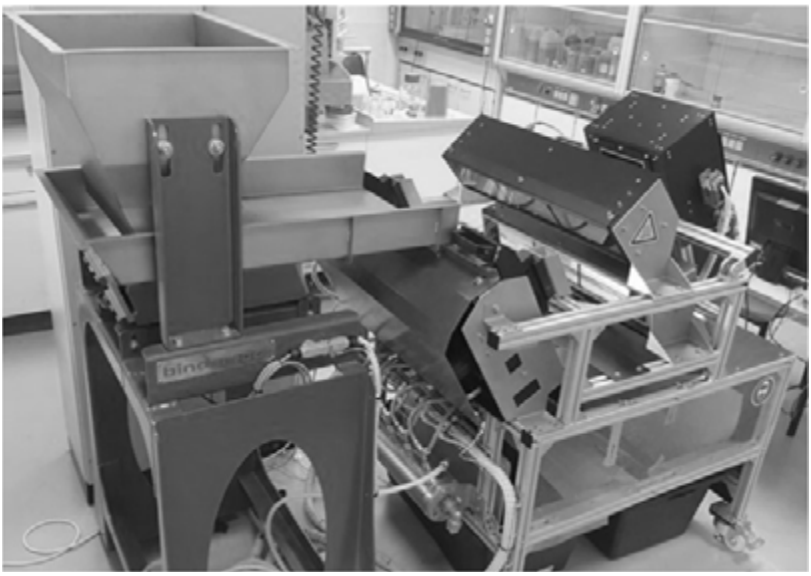


Abb. 1: Versuchstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung (Küppers et al., 2021)

2.2 Probennahme

Aufgrund der Vielzahl verschiedener Kunststoffabfälle, besteht der erste Schritt darin, einen Kunststoffabfallstrom zu definieren, der den idealen Materialien, die Küppers et al. (2021) verwendet hatte hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung möglichst nahekommt. Da es sich in diesen Versuchen um Polyolefin-Kunststoffchips handelte, wurde entschieden, dass eine reale Probe aus Ersatzbrennstoffen (EBS) die größte Ähnlichkeit zu dieser Referenzprobe aufweist. Daneben wurde eine bereits im Einsatz stehende, sensorgestützte Sortiermaschine- oder die Möglichkeit eine solche Anlage einzusetzen in der Probenauswahl berücksichtigt.

Um möglichst repräsentative Proben zu gewährleisten, erfolgte die Probenahme mit einem ausreichend groß dimensionierten Behältnis, welches am Fallpunkt eines Bandförderers parallel zu dessen Achse langsam von links nach rechts bewegt wurde bis das Behältnis befüllt war. Dieses Probenahmeverfahren wurde in gewissen Tagesabständen durchgeführt, um Schwankungen der stofflichen Anteile des Inputstroms der EBS-Aufbereitungsanlage zu berücksichtigen. Autokorrelationsanalysen zu Schwankungen der stofflichen Zusammensetzung dieser Inputströme wurden nicht durchgeführt.

2.3 Materialien

Von den fünf gezogenen Proben wird die Probe 1 als Referenzfraktion zur Erstellung des NIR-Modells herangezogen. Die Probe 1 wird gewählt, da diese eine höhere Masse als die weiteren vier Proben aufweist und somit eine größere Partikelanzahl für den Anlernprozess abbildet.

Im ersten Schritt, bevor die Versuche zur Durchsatzabhängigkeit durchgeführt werden, werden die metallische Partikel aus allen Fraktionen abgetrennt. Metalle besitzen eine höhere Dichte als die Kunststoffe der EBS-Fraktion und bewegen sich daher in anderen Bewegungstrajektorien und würden somit andere Einstellparameter (bspw. Verzögerungszeit, …) benötigen. Weiters wird die sensorgestützte Sortierung in Anlagen typischerweise nach einer Metallabtrennung verbaut, womit ein realer Einsatz nur mit einem bereits metallentfrachtendem Stoffstrom nachgestellt werden kann.

Tab. 1 zeigt die Probenzusammensetzung aus Metallen und metallentfrachteter Fraktion in deren Massen und prozentueller Verteilung.

Tab. 1: Probenzusammensetzung aufgeteilt in Metalle und metallentfrachtete Fraktion

Probe	1		2		3		4		5	
Entnahme	17.08.2020		19.08.2020		02.10.2020		06.10.2020		20.10.2020	
Einheit	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]
Metallentfrachtet	6,33	86,8	2,88	70,3	3,88	74,3	3,82	85,4	3,86	90,0
Metalle	0,96	13,2	1,22	29,7	1,34	25,7	0,66	14,6	0,43	10,0
Summe	7,29	100,0	4,10	100,0	5,22	100,0	4,48	100,0	4,29	100,0

Da die Untersuchungen an den metallentfrachteten Proben durchgeführt werden, werden diese in genauer hinsichtlich ihrer stofflichen Zusammensetzung manuell sortiert. Materialien, welche nicht in *Tab. 2* gelistet sind, wie beispielsweise Textilien, werden zum Rest „MC“ (Material Class) gezählt. Eine weitere Aufspaltung des Rests wäre nicht sinnvoll gewesen, da entweder einzelne große Partikel für den hohen Massenanteil verantwortlich waren, vermehrter Feinkornanteil (< 2 mm), die Partikel nicht zuordenbar oder die Massen für eine weitere Fraktion zu gering waren. Festgehalten sei, dass jedenfalls jene Kunststoffarten, welche in EBS anzufinden sind, unabhängig vom Massenanteil gewogen und als separate Fraktion angeführt wurden.

Tab. 2: Probenzusammensetzung der metallentfrachteten Fraktion aus ausgewählten zu betrachtenden Einzelfraktionen

Probe	1		2		3		4		5	
Entnahme	17.08.2020		19.08.2020		02.10.2020		06.10.2020		20.10.2020	
Einheit	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]	[kg]	[m%]
PP	0,94	14,9	0,38	13,3	0,46	11,8	0,46	12,1	0,44	11,5
PET	1,68	26,5	0,73	25,2	0,85	22,0	1,17	30,5	1,23	32,0
PVC	0,25	3,9	0,14	4,9	0,26	6,8	0,17	4,4	0,11	3,0
Holz/Schaum	0,97	15,3	0,43	14,8	0,94	24,2	0,70	18,4	0,70	18,0
TPU	0,06	1,0	0,01	0,3	0,02	0,4	0,02	0,4	0,01	0,3
HDPE	0,18	2,8	0,06	2,0	0,05	1,2	0,04	1,0	0,11	2,9
LDPE	0,52	8,2	0,30	10,4	0,41	10,5	0,45	11,7	0,55	14,2
PS	1,00	15,8	0,72	25,0	0,64	16,4	0,54	14,3	0,57	14,8
Rest „MC“	0,74	11,6	0,12	4,1	0,26	6,7	0,28	7,2	0,13	3,2
Summe	6,33	100,0	2,88	100,0	3,88	100,0	3,82	100,0	3,86	100,0

2.4 Methodik

Mit dem Versuchstand für sensorgestützte Sortierung werden die Versuche, welche von Küppers et al. (2021) für Recovery, Ausbringung und Reinheit hinsichtlich des Durchsatzes und Inputzusammensetzung für ideale Mischungen durchgeführt mit den beschriebenen EBS-Fraktionen wiederholt. Ziel ist es festzustellen, ob sich die gefundenen mathematischen Ansätze zur Beschreibung des Idealmaterials auf die PET-Fraktion im Versuchsmaterial übertragen lassen.

Um eine Vergleichbarkeit sicherzustellen, wurden selbe Rohspektren für PET, welche bei Küppers et al. (2021) zum Einsatz gekommen sind, im NIR-Modell für die EBS-Fraktion angewendet.

Anhand der Inputzusammensetzungen aus Tab.3 (exklusive Probe 1, da diese als Rückstellprobe zurückgehalten wurde) bietet es sich an bestimmte mathematische Ansätze der idealen Mischungen mit den EBS-Fraktionen über unterschiedliche Durchsätze zu vergleichen. Bei der Betrachtung von PET als Wertstoffeject werden alle Fraktionen, die nicht PET sind, zur Fraktion Rest PET aufsummiert.

Der gewählte mathematische Vergleichsansatz („Vergleich“) ist in Tab. 3 ersichtlich. Bei PET erscheint der Maximalwert mit dem Vergleich 70/30 am passendsten, das zwei Proben einen Wert größer 30 % (4 und 5) aufweisen und eine dritte Probe eine Wert größer 25 % (2).

Tab. 3: Wahl der mathematischen Vergleichsansätze für die EBS-Fraktionen (2, 3, 4 und 5) mit jenen der idealen Mischungen (Vergleich) über die passendste Variante: Minimum (Min), Mittelwert (MW) oder Maximalwert (Max)

Probe	2	3	4	5	Min	MW	Max	Vergleich
Einheit	[m%]	[m%]	[m%]	[m%]	[m%]	[m%]	[m%]	[m%]
PET	25,2	22,0	30,5	32,0	22,0	27,4	**32,0**	30,0
Rest PET	74,8	78,0	69,5	68,0	78,0	72,6	**68,0**	70,0
Summe PET	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

3 ERGEBNISSE

Die Auswertung der Versuchsreihen von Küppers et al. (2021) mit eigens erstellten idealen PO- und PET-Mischungen gegenübergestellt mit den Versuchsreihen der EBS-Fraktionen als reale Mischungen ist in Abb. 2 dargestellt.

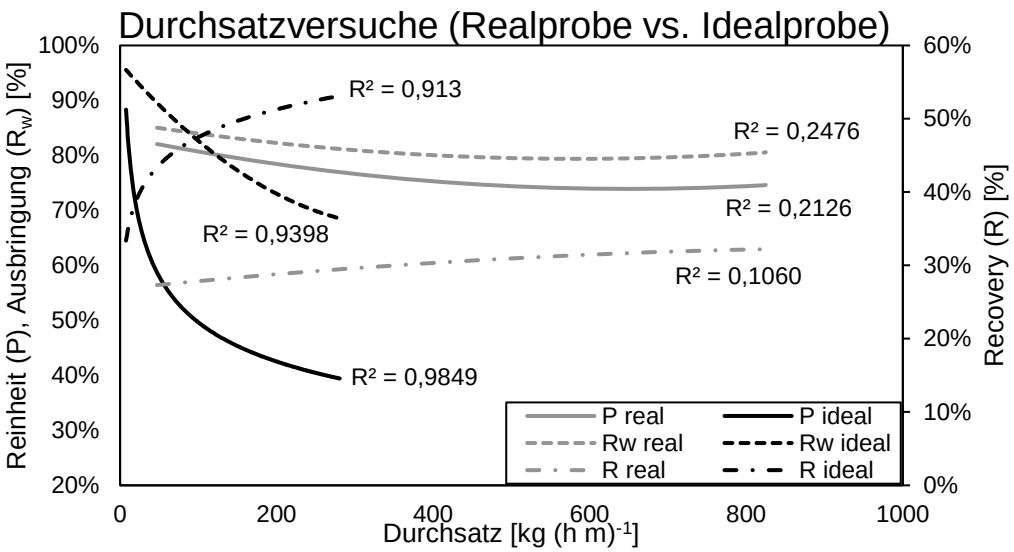


Abb. 2: Vergleichende Gegenüberstellung der bilanzierten Durchsatzversuche von unterschiedlichen Versuchsmaterialien: Synthetischen Idealproben (Mischungen im Verhältnis 70/30, schwarz dargestellt) und Realproben (PET Fraktion). Gegenüberstellung von Reinheit (P), Ausbringung (Rw) auf der ersten Ordinate und der Recovery (R) auf der zweiten Ordinate

Die untersuchten realen Abfallproben bei Austrag der PET-Fraktion weisen gleichmäßigere Recoveries (R), Ausbringungen (R_W) und Reinheiten (P) bei unterschiedlichen Durchsätzen auf als die Idealmischungen im Labor. Dies kann auf die unterschiedliche Partikelform (Ideale Mischungen mit Chips vs. Polydisperse reale Proben) zurückgeführt werden, welche das Verhalten während des Austrags hinsichtlich Überlappungen von Partikeln bei höheren Durchsätzen verändert.

Das Absinken der Reinheit und Ausbringung in den Idealmischungen ist vor allem auf die stark steigende Recovery des Ejectproduktes zurückzuführen. Die steigende Recovery bei steigenden Durchsätzen verschlechtert sowohl Reinheit als auch Ausbringung.

Grundsätzlich ist ersichtlich, dass selbe mathematische Ansätze von idealen Mischungen nicht direkt auf reale Abfallfraktionen angewandt werden können und diese für den Inputstrom in das sensorgestützte Sortieraggregat einer Aufbereitungsanlage separat erstellt werden müssen.

LITERATUR

Feil, A.; Thoden van Velzen, E. U.; Jansen, M.; Vitz, P.; Go, N. and Pretz, T. (2016) “Technical assessment of processing plants as exemplified by the sorting of beverage cartons from lightweight packaging wastes”, Waste Management, Vol. 48, pp. 95–105, DOI: 10.1016/j.wasman.2015.10.023

Friedrich, K.; Koinig, G.; Pomberger, R.; Vollprecht, D. (2022) Qualitative analysis of post-consumer and post-industrial waste via near-infrared, visual and induction identification with experimental sensor-based sorting setup, MethodsX, Volume 9, 2022, 101686, DOI: 10.1016/j.mex.2022.101686

Küppers, B.; Schlögl, S.; Friedrich, K.; Lederle, L.; Pichler, C.; Freil, J.; Pomberger, R.; Vollprecht, D. (2021) Influence of material alterations machine impairment on throughput related sensor-based sorting performance. Waste Management & Research 39(1), DOI: 10.1177/0734242X20936745.

Automatisierte Sortierung von Restmüll – Erhebung von Wertstoffströmen an einer großtechnischen Anlage

D. Blasenbauer[1], A-M. Lipp[1] & J. Lederer[1]
[1)] Technische Universität Wien (TU Wien), Christian Doppler Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Zuge eines groß angelegten Forschungsprojekts soll das Wertstoffpotential von bestimmten Materialströmen in großtechnischen Abfallbehandlungsanlagen untersucht werden. Die in diesem Beitrag untersuchte Anlage behandelt Restmüll aus Haushalten sowie hausmüllähnliche Gewerbeabfälle. Aus dem Inputmaterial werden verschiedene Outputströme produziert, die teils recycelt werden (Metalle) und teils in einer thermischen Abfallbehandlungsanlage bzw. industriellen Anlagen energetisch genutzt werden. Ziel der Untersuchung war es festzustellen, wie hoch der Gehalt an bestimmten Wertstoffen nach einer sensorbasierten Sortierung ist. Die Ergebnisse zeigen, dass das Auswurfmaterial nach dem Sortierprozess zwar sehr kunststoffreich ist, jedoch auch ein signifikanter Anteil über den Durchlauf verloren geht und so einer potentiellen stofflichen Verwertung nicht zur Verfügung stünde. Mit circa einem Drittel ist die größte Fraktion im Durchlaufstrom eine Papier-Pappe-Kartonagen-Getränkeverbundkarton Mischfraktion. Die Untersuchung zeigt, dass eine gründliche Vor-Aufbereitung von Abfällen vor dem Sortierprozess ein wesentlicher Bestandteil ist, da so die Bandbelegung reduziert, und in weiterer Folge eine effizientere und verlustfreiere Sortierung erreicht werden kann.

1 EINLEITUNG

Die automatisierte Sortierung von Abfällen, das sogenannte Abfall-Splitting, ist eine Methode, bei welcher unterschiedliche Wertstoffe vor einer weiteren Behandlung rückgewonnen werden (Cimpan et al. 2015). Als weitere Behandlung sind solchen Splitting- Anlagen oft Abfallverbrennungsanlagen nachgeschalten (Fitzgerald & Pretz 2013). Diese Kombination aus automatisierter Aufbereitung und anschließender Verbrennung hat mehrere Vorteile. Selbst in der einfachsten Ausführung einer Sortieranlage werden ungewollte und sperrige Störstoffe reduziert und entfernt, welche zu potentiellen Anlagenstillständen bzw. Störungen führen könnten. Dies ist besonders wichtig, wenn die nachgeschaltete Abfallverbrennungsanlage als Wirbelschichtofen (WSO) ausgeführt ist, da diese Art von Verbrennungsanlage spezielle Anforderungen an die Stückgröße des zugeführten Abfalls stellt. In einer Splitting-Anlage steht zumeist zu Beginn ein Zerkleinerungsaggregat aka Shredder, welches die Stückgröße reduziert und auf ein Maximalabmaß begrenzt. Neben der Größenreduktion bewirkt so ein Shredder zudem noch eine Vereinzelung von Materialien (bspw. Öffnen von Abfallsäcken) und verbessert so die Sortierung und Rückgewinnung von Wertstoffen (Feil & Pretz 2020). Standardmäßig werden in solchen Sortieranlagen auch Eisen- und Nichteisenmetalle mittels Bandmagnet und Wirbelstromabscheider entfernt und so nicht der Verbrennung zugeführt. Dies hat den Vorteil, dass Metalle dadurch weniger der Gefahr von Oxidation ausgesetzt sind und somit in höherer Qualität rückgewonnen werden können (Bunge 2018). Anlagen welche technologisch weiter fortgeschritten sind, gehen zumeist über die Störstoffentfernung/-reduzierung und Metallrückgewinnung hinaus, und können zusätzlich noch weitere Materialien wie Papier und Kunststoffe rückgewinnen, welche so einem stofflichen Recycling zugeführt werden.

Die Splitting-Anlage welche im Zuge dieses Forschungsprojekts untersucht wird, befindet sich in einer mittelgroßen Stadt in Österreich und besitzt eine jährliche Kapazität von 250.000 t für Hausmüll- und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle. Der Anlage nachgeschaltet ist ein Wirbelschichtofen, welcher neben dem aufbereiteten Abfall aus der Splitting-Anlage eine Kapazität für 50.000 t/a Klärschlamm besitzt. Abfall wird in der Splitting-Anlage in einem Flachbunker abgeladen und mittels Radlader auf eine der beiden Prozesslinien in den Shredder aufgegeben. Nach der Zerkleinerung wird das Material mittels Rüttelsiebes in die drei Größenfraktionen >300 mm,

80-300 mm und <80 mm klassiert. Material >300 mm wird zum Shredder rückgeführt und dort nochmals zerkleinert. Material <80 mm wird nicht mehr weiter aufbereitet und wird direkt in einen Tiefbunker gefördert. Die Größenfraktion 80-300 mm durchläuft eine Eisen- und Nichteisenmetallentfernung, eine Windsichtung und anschließend eine zweistufige Nahinfrarot (NIR)-Sortierung. Im Standardbetrieb werden mittels der NIR-Sortierung Kunststoffe (mit Ausnahme von PVC und PU) vom übrigen Materialstrom getrennt. Diese mittels Luftdüsen „ausgeschossene" Kunststofffraktion wird als standardisierter Ersatzbrennstoff (EBS) in der Zementindustrie verwertet. Jenes Material, welches nicht als EBS verwertet wird, wird auf eine Korngröße <80 mm nachzerkleinert, in den Tiefbunker gefördert und in weiterer Folge ebenso im WSO verbrannt.

Ziel dieser Arbeit ist zu untersuchen wie groß das theoretische Wertstoff-Potential für ein stoffliches Recycling in der ausgeschossenen Fraktion ist. Zudem soll untersucht werden, welches Wertstoff-Potential in jener Fraktion steckt, welche derzeit nicht ausgeschossen wird.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Da der Abfallinput in eine Splitting-Anlage gewissen Schwankungen unterliegt und dadurch auch die einzelnen Materialströme in der Anlage Schwankungen unterliegen, wird die Untersuchung über einen Zeitraum von einem Jahr durchgeführt. Dazu werden viermal im Jahr über acht Stunden pro Tag Proben genommen. Pro Stunde werden vier Proben genommen und zu Stundenmischproben vereinigt. So ergeben sich pro Probenahmetag bis zu 32 Zugriffe zum jeweiligen Materialstrom.

Die beiden untersuchten Materialströme entstehen nach der ersten NIR-Sortierstufe. Dabei handelt es sich einerseits um die durch den NIR-Sortierer ausgeschossene Fraktion – in weiterer Folge als „NIR-Auswurf" bezeichnet und um jene Fraktion, welche durch den NIR-Sortierer nicht ausgeschossen wird – in weiterer Folge als „NIR-Durchlauf" bezeichnet. Beide Materialströme – Auswurf und Durchlauf – können im laufenden Betrieb direkt vom Förderband über den gesamten Querschnitt beprobt werden, wodurch der gesamte Materialstrom erfasst wird. In der Probenahmeliteratur spricht man bei dieser Art von Probenahme von einer sogenannten eindimensionalen (1-D) Probenahme (Esbensen & Wagner 2017).

Um die Zusammensetzung der Materialströme zu untersuchen, wird eine Sortieranalyse durchgeführt. Diese Sortieranalyse wird in bis zu drei Ebenen durchgeführt. In der ersten Ebene wird die Gesamtprobe in die 13 Hauptfraktionen *Folien, Verpackungen, Hartkunststoffe, PET Flaschen, expandiertes Polystyrol (EPS), Verbunde & andere Kunststoffe, Papier-Pappe-Kartonagen-Getränkeverbundkartons (PPK/GVK), Textil, Metall, Glas, Hygieneartikel, Sonstiges, Feinanteil/Rest* unterteilt. In der zweiten Ebene werden die Hauptfraktionen *Folien, Verpackungen* und *Hartkunststoffe* weiters in Farben (Folien) und in Polymere (Verpackungen und Hartkunststoffe) unterteilt. In einer dritten Ebene werden die farblosen, farbigen, schwarzen und die bedruckten Folien in PP und LDPE/andere unterteilt; und die bedampften Folien in bedampft und laminiert.

Die Proben werden nach der ersten Sortierebene luftgetrocknet und erst dann in die zweite und dritte Ebene weitersortiert.

3 RESULTATE

Abb. 1 und Abb. 2 zeigen jeweils die mittlere Zusammensetzung der Materialströme des NIR-Auswurfs und des NIR-Durchlaufs, sowie die Verteilung zwischen den Fraktionen aus der ersten Sortierebene. Außerdem sind die Einzelfraktionen noch farbig gruppiert in *Kunststoffe* (hellgrau), *Wertstoffe Nicht-Kunststoffe* (mittelgrau) und in *Andere Materialien* (dunkelgrau). Letzteres soll plakativ darstellen, wie hoch potentiell verwertbare Anteile in diesen Materialströmen sein können.

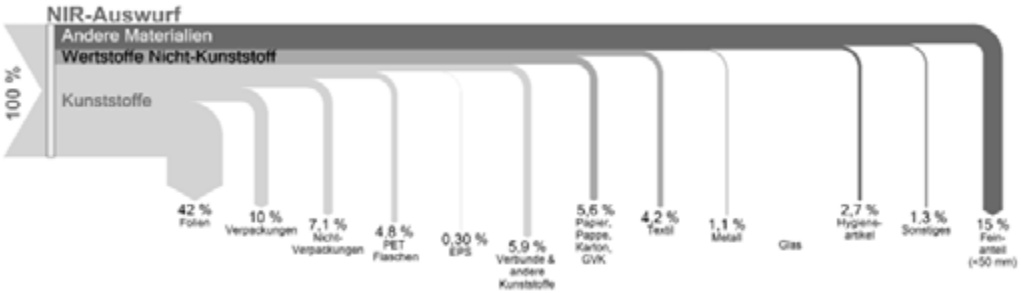


Abb. 1: Mittlere Zusammensetzung nach erster Sortierebene des Materialstroms *NIR-Auswurf*. Werte in Massenprozent bezogen auf Trockenmasse. Polyethylenterephthalat (PET), Expandiertes Polystyrol (EPS), Getränkeverbundkarton (GVK)

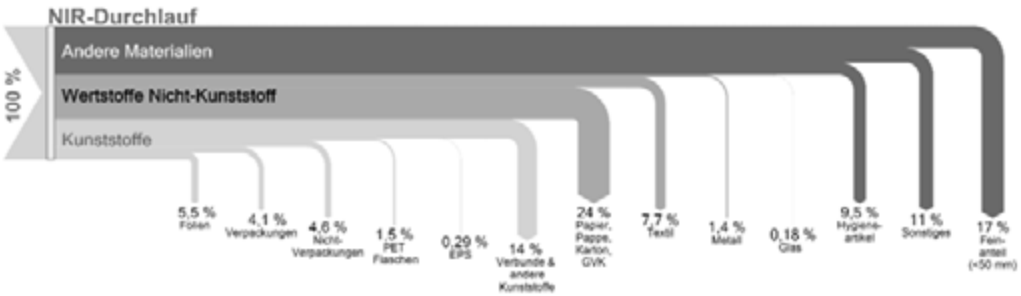


Abb. 2: Mittlere Zusammensetzung nach erster Sortierebene des Materialstroms *NIR-Durchlauf*. Werte in Massenprozent bezogen auf Trockenmasse. Polyethylenterephthalat (PET), Expandiertes Polystyrol (EPS), Getränkeverbundkarton (GVK)

Wie in der Einleitung erwähnt, wird der NIR-Sortierer so betrieben, dass alle Kunststoffe exklusive PVC und PU aus dem Input-Materialstrom abgeschieden werden sollen. Im Idealfall sollten also in Abb. 1 nur hellgraue Flüsse sein und in Abb. 2 möglichst nur mittelgraue und dunkelgraue Flüsse. Der Realfall zeigt zwar eine ganz klare Tendenz, dass Kunststoffe tatsächlich zum weitaus größten Teil (etwa 70%) in den Auswurf gelangen, die restlichen 30% aber fehlsortiert ebenso dort hingelangen. Umgekehrt besteht aber auch der Durchlaufstrom aus ca. 30% Kunststoffen, welche nicht aussortiert wurden. Der Umstand, dass sowohl im Auswurf- als auch im Durchlaufstrom Materialien zu finden sind, welche dort jeweils nicht hingehören, hat mehrere Gründe, welche nachfolgend erörtert werden.

Allgemein besitzen sensorbasierte Sortiersysteme keine hundertprozentige Sortiereffizienz. Laut Feil & Pretz (2020) können für Verpackungsabfälle unter optimalen Bedingungen 80-85% erreicht werden. Für Restmüll können somit noch geringere Werte angenommen werden. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Belegung des Förderbands, welches das Material zum NIR-Sortierer transportiert. Ist dieses zu stark belegt und überdecken sich die unterschiedlichen Materialen darauf, kann der Sensor diese möglicherweise nicht erkennen und somit nicht richtig zuordnen.
Untersuchungen von Küppers et al. (2020a) und Küppers et al. (2020b) zeigen, dass mit zunehmender Bandbelegung die Reinheit des Gutmaterial abnimmt. Feil (2018) weist zudem darauf hin, dass für gute Sortierbedingungen eine gleichmäßige Anlagenbeschickung wichtig ist. Diese erfolgt in der untersuchten Anlage mittels Radlader und findet durch verschiedene Aufgabenbereiche des Radlader-Fahrers nicht optimal gleichmäßig statt. Dadurch kann es vorkommen, dass in einem Moment zu wenig und einem anderen Moment zu viel Material auf den Bändern liegt und die NIR-Sortierung trotz vorgeschaltetem Sieb ungleichmäßig beschickt wird.
Eine weitere Schwierigkeit für eine effiziente Sortierung stellt die Heterogenität des Abfalls dar, sodass es für den Sensor oft schwierig ist, Materialien zu erkennen und richtig zuzuordnen. Speziell Verbundmaterialien sind dabei sehr schwierig zu sortieren, da es ganz darauf ankommt, wie das jeweilige Teil auf dem Förderband angeordnet ist. Da der derzeitige Zweck der NIR-

Sortierung in dieser untersuchten Anlage die EBS Erzeugung ist, wird laut Anlagenbetreiber der NIR-Sortierer so betrieben, dass eine möglichst hohe massenmäßige Ausbeute erzielt wird, mit dem Nachteil, dass auch ein gewisser Anteil an Fremdstoffen mit ausgetragen wird. In der Sortiertechnik würde dies einer sogenannten „Rougherstufe“ - also Grobsortierung - entsprechen, bei welcher die maximale Ausbringung von Wertstoffen im Fokus steht (Feil & Pretz 2020).
Ein letzter Grund für den hohen Anteil an Fremdmaterial im NIR-Auswurf ist der hohe Anteil an Feingut (ca. 15%). Dieses haftet aufgrund von Verschmutzungen und Feuchtigkeit an größeren Partikeln und wird so gemeinsam ausgeschossen.

Betrachtet man die Materialgruppen etwas näher, sieht man, dass *Folien* mit 42% im NIR-Auswurf bei weitem die größte Einzelfraktion sind. Außerdem befinden sich noch nennenswerte Anteile an anderen werthaltigen Kunststoffen wie *Verpackungen* (10%), *Nicht-Verpackungen* (~7%) und *PET-Flaschen* (~5%) in diesem Materialstrom.
Im NIR-Durchlaufstrom ist die Fraktion *Papier, Pappe, Karton, Getränkeverbundkartons (PPK/GVK)* mit 24% die größte Einzelfraktion. Der hohe Anteil an *Verbunden & anderen Kunststoffen* ist vermutlich auf die weiter oben diskutierte Problematik der Erkennung durch den Sensor zurückzuführen.
Beide Materialströme weisen recht geringe Anteil an Metallen und Glas auf. Dies ist bei Metallen auf die vorangeschaltete Siebung und Eisen- und Nichteisenmetallabscheidung zurückzuführen, und bei Glas sowohl auf die Siebung als auch auf den Windsichter direkt vor der NIR-Sortierung.

Untersuchungen an der Anlage haben gezeigt, dass auf den Input bezogen nur ein unterer einstelliger Prozentbetrag (~3%) die Anlage als EBS (= NIR-Auswurf) verlassen. Der Großteil von etwa 60% geht direkt nach der Siebung als Material <80 mm in den Bunker und weiter in den Wirbelschichtofen. Es hat sich weiter gezeigt, dass der NIR-Durchlaufstrom etwa um den Faktor 10 höher ist, als jener des Auswurfstroms. Dies bedeutet, dass etwa 30% des Anlagen-Inputs nach dem NIR in den Bunker gehen. Die restlichen Anteile teilen sich auf Eisen- und Nichteisenmetalle (4,5%) und Störstoffe (2,5%) auf.

Die Werte für den NIR-Sortierer (3% des Anlageninputs geht in den NIR-Auswurf, 30% des Anlageninputs geht in den NIR-Durchlauf) werden mit den Daten aus der Sortieranalyse aus Abb. 1 und Abb. 2 kombiniert und für eine Abschätzung des Wertstoffpotentials ausgewählter Fraktionen herangezogen. So ergibt sich in Summe für die Fraktionen *Folien, Verpackungen, PET-Flaschen* und *EPS* im NIR-Auswurf ein Potential von 3.000 t/a. Gleichzeitig verbleiben aber ca. 6.000 t/a der gleichen Materialien im NIR-Durchlauf und stünden so einer stofflichen Verwertung nicht zur Verfügung. Im NIR-Durchlauf ist weiters die Fraktion PPK/GVK eine potentiell interessante Fraktion, da diese mit rund 12.000 t/a massenmäßig am Größten ist.

Zur Einordnung können diese Zahlen wiederum mit Daten der österreichischen Abfallwirtschaft verglichen werden. Im Jahr 2018 wurden laut dem zuständigen Ministerium rund 96.000 t/a Verpackungsabfälle aus Kunststoff und 500.000 t/a Verpackungsabfälle aus Papier, Pappe und Kartonagen rezykliert (Republik Österreich 2021). Würde man die derzeit verfügbare Menge an Kunststoffverpackungen aus dem NIR-Auswurf einem Recycling zuführen und nimmt dabei an, dass davon etwa die Hälfte rezyklierbar ist, so würde dies einen Anstieg zu den 96.000 t/a von ca. 1,5% bedeuten. Schafft man es weiters die Sortierung so weit zu optimieren, dass von den derzeit verlorenen 6.000 t/a im NIR-Durchlauf zwei Drittel in den NIR-Auswurf transferiert werden, dann könnten rund 3,4% mehr Kunststoffverpackungen recycelt werden. Eine ähnliche Größenordnung würde sich bei Papier ergeben. Würde man das Papier, welches im NIR-Durchlauf ist aus diesem Stoffstrom rückgewinnen, und nimmt wiederrum an, dass die Hälfte davon rezyklierbar ist, dann würde das einen Zuwachs von ca. 1,2% zum Status-quo bedeuten.

Zu beiden Fragestellungen – dem Recycling von Kunststoffen und zum Recycling von Papier aus Restmüll – werden im Zuge dieses Forschungsprojekts Untersuchungen durchgeführt. Dabei werden gemeinsam mit Projektpartnern aus den jeweiligen Industriezweigen Versuche durchgeführt und Bewertungen hinsichtlich der Recyclingfähigkeit der unterschiedlichen Materialien erstellt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Diese Untersuchung zeigt, dass trotz gut ausgebauter und weitgehend etablierter getrennter Sammlung von Wertstoffen, ein bestimmtes (stofflich) ungenutztes Potential im Restabfall verbleibt. Um dieses Potential nutzen zu können, braucht es entsprechende Technologien, damit Wertstoffe aus dem gemischten Abfall aussortiert und so sortenrein wie möglich rückgewonnen werden können. Die untersuchte Anlage ist bereits teilweise mit solchen Technologien, wie bspw. einer sensorbasierten Sortierung ausgestattet. Jedoch war der ursprüngliche Zweck dieser Anlage nicht die Rückgewinnung von Materialien zum stofflichen Recycling, wodurch nicht das gesamte Potential dieser Technologien ausgenutzt werden kann. Vor wenigen Monaten wurde eine zweite NIR-Sortierstufe installiert. Durch die kaskadenförmige Anordnung soll der NIR-Auswurf der ersten Stufe, in einem zweiten Schritt nachgereinigt werden – ähnlich wie es Feil & Pretz (2020) als sogenannte „Rougher- und Cleanerstufe" vorschlagen. Erste Voruntersuchungen an der Anlage zeigen, dass durch diese zweistufige Sortierung wesentlich reinere Wertstoffströme erzeugt werden können.

Die vorliegende Arbeit betrachtet nur das theoretische Rückgewinnungspotential. Dieses sagt aber noch nichts darüber aus, ob das Material tatsächlich recyclebar ist. Aufgrund seiner Herkunft aus dem Restmüll ist diese Rezyklierbarkeit nicht sichergestellt und muss daher genau untersucht werden. Dazu laufen in diesem Projekt Untersuchungen mit namhaften Kunststoff- und Papierverarbeitern, wodurch Feedback direkt aus der verarbeitenden Industrie erhalten wird. Dieses Feedback ist enorm wichtig, da ohne einen Abnehmer für solch ein Material die gesamte Rückgewinnung obsolet wird.

Die untersuchte Anlage hat die Kapazität um ca. 13% des gesamten in Österreich entstehenden Siedlungs- und ähnlichen Gewerbeabfallaufkommens zu verarbeiten. Die Abschätzung des Beitrags zur Steigerung der Recyclingquoten zeigt, dass dieser für die betrachtete Anlage nur im unteren Prozentbereich liegt. Will man jedoch die ambitionierten Recyclingziele der EU erreichen, so wird es notwendig sein, um jeden einzelnen Prozentpunkt zu kämpfen. Und hier kann die Rückgewinnung von Wertstoffen aus dem gemischten Abfall ihren Beitrag leisten und so ein wichtiges Puzzlestück in einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft sein.

5 DANKSAGUNG

Der vorliegende Beitrag ist Teil der Forschungsinitiative *CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft* am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien. Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort und die Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung sowie die Christian Doppler Forschungsgesellschaft. Gleichzeitig bedanken wir uns bei unseren Unternehmenspartnern Abfallbehandlung Ahrental GmbH, Altstoffrecycling Austria AG, Borealis AG, Brantner Österreich GmbH, Lenzing AG, Linz Service GmbH, MM Board and Paper AG, OMV Downstream GmbH, Wien Energie GmbH und Wopfinger Transportbeton Ges.m.b.H., sowie bei der Magistratsabteilung Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark der Stadt Wien (MA 48).

LITERATUR

Bunge, R. (2018) Recovery of Metals from Waste Incineration Bottom Ash. In O. Holm, & E. Thomé-Kozmiensky, Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash (pp. 63-143). Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH.

Cimpan, C., Maul, A., Jansen, M., Pretz, T., & Wenzel, H. (2015) Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. Journal of Environmental Management (156), pp. 181-199. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.025.

Esbensen, K. H., Wagner, C. (2017) Introduction to process sampling. Spectroscopy Europe, 29(2), pp. 26-30.

Feil, A. (2018) Verbesserungspotentiale bei der Sortierung von LVP-Gemischen. Vortrag bei Fachforum Ressourcen - Kunststoffe und Nachhaltigkeit. Leverkusen.
Feil, A., Pretz, T. (2020) Chapter 11 - Mechanical recycling of packaging waste. In Plastic Waste and Recycling (pp. 283-319). Academic Press.
Fitzgerald, A., Pretz, T. (2013) 5 - Pre-processing and treatment of municipal solid waste (MSW) prior to incineration. In Waste to Energy Conversion Technology (pp. 55-71). Woodhead Publishing.
Küppers, B., Schlögl, S., Friedrich, K., Lederle, L., Pichler, C., Freil, J., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2020a). Influence of material alterations and machine impairment on throughput related sensor-based sorting performance. Waste Management & Research, pp. 122-129. doi:https://doi.org/10.1177/0734242X20936745.
Küppers, B., Seidler, I., Koinig, G., Pomberger, R., & Vollprecht, D. (2020b) Influence of throughput rate and input composition on sensor-based sorting efficiency. Detritus Multidisciplinary Journal for Waste Resources & Residues(9), pp. 59-67. doi:https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13906.
Republik Österreich. (2021) Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021. Wien: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

SORT FLUID – Entwicklung und Einsatzmöglichkeiten eines trockenen Dichtesortierverfahrens

G. Doninger[1]
[1)] LINETECHNOLOGY GmbH, Forschung & Entwicklung, Waidhofen/Ybbs, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen eines mehrjährigen Forschungsprojektes konnte die Umsetzung eines trockenen Schwimm-Sink-Sortierverfahrens zur Aufbereitung metallhaltiger Reststoffe, beginnend vom Labormaßstab über den Funktionsprototyp hin zur Serienmaschine erfolgreich bewerkstelligt werden. Dabei hat sich das Verfahren vor allem für Nichteisenmetallfraktionen im Partikelgrößenbereich 4-70 mm zur Sortierung in Schwer- und Leichtmetalle als besonders geeignet herausgestellt und verkörpert damit eine geeignete Ergänzung zu etablierten Sortierverfahren. Neben der Beschreibung der Ausgangssituation und Motivation werden der Entwicklungsprozess sowie Einsatzgebiete aus der Praxis näher erläutert.

1 EINLEITUNG UND HERANFÜHRUNG ZUR AUSGANGSSITUATION

Das Unternehmen LINETECHNOLOGY GmbH entwickelt und vertreibt modulare Aufbereitungsanlagen in Containerbauweise unter dem Namen BLUELINE. Seit Unternehmungsbeginn wird der Leitgedanke verfolgt, Aufbereitern von industriellen Reststoffen sämtliche etablierten Prozessschritte der trockenen, mechanisch-physikalischen Verfahrenstechnik zur Verfügung stellen zu können. Eine breite Produktpalette ist demnach essenziell, weshalb diese durch Kooperationen mit etablierten Industriepartnern sowie durch eigene Weiter- und Neuentwicklungen ständig erweitert und optimiert wird.

Im Zuge von aufbereitungstechnischen Untersuchungen fand man sich infolge von Kundenanforderungen häufig in der Situation wieder, dass eine mittels Wirbelstromsortierung generierte Nichteisenmetall (NE)-Fraktion (v.a. Aluminium, Kupfer, Messing und Zink) in weiterer Folge in Leicht- und Schwermetalle getrennt werden musste. Diese Fraktionen werden aktuell im Anschluss an die Wirbelstromsortierung oft von den Aufbereitern weiterverkauft, wo dieser Verfahrensschritt in weiterer Folge beispielsweise mittels Schwertrübescheidung bewerkstelligt wird. Die hauseigene Durchführung dieses Sortierprozesses wäre zwar prinzipiell gewünscht, lässt sich jedoch infolge des geringen Massestroms und den mit einem Nassprozess einhergehenden Aufwänden betreffend die Prozessführung nicht wirtschaftlich darstellen.
Alternativ eignen sich als trockene Verfahren hierfür Luftherde oder sensorgestützte Sortierer (z.B. Röntgenfluoreszenz oder -transmission). Insbesondere durch unterschiedlichste Partikelformen lassen sich mit Luftherden für diese Aufgabenstellung meist nur bis zu einer maximalen Partikelgröße von 12 mm ausreichende Trennschärfen erzielen. Gleichzeitig können sensorgestützte Sortierer – ungeachtet der hohen Investitionskosten – mit Röntgenquelle erst ab einer Partikelgröße von ca. 10 mm sinnvoll eingesetzt werden. Demnach stellt ein trockenes Dichtesortierverfahren im Partikelgrößenbereich von ca. 5–80 mm zur Trennung der NE-Fraktionen in Leicht- und Schwermetalle eine Marktlücke dar und würde die Produktpalette der BLUELINE ideal ergänzen. Da andere BLUELINE Module bereits unterschiedlichste Fördertechnikkomponenten sowie Dichtesortieraggregate (SORT AIR, Luftherd) beinhalten, konnte man bereits vor Entwicklungsbeginn auf umfangreiches Knowhow zurückgreifen. Darüber hinaus wurde zu Fragestellungen bezüglich der Strömungstechnik mit der FH Münster (Fachbereich Maschinenbau) zusammengearbeitet.

2 ENTWICKLUNGSPROZESS

2.1 Einführung in die trockene Schwimm-Sink-Sortierung

Bei der Dichtesortierung handelt es sich um die Trennung von heterogenen Partikelgemischen nach deren Dichte, wobei das Trennergebnis durch die Partikelgröße und -Form beeinflusst wird. Besonders im Bereich der sekundären Reststoffaufbereitung haben die unterschiedlichsten Partikelformen großen Einfluss auf die resultierenden Endfallgeschwindigkeiten. Nach Schubert (2003) entspricht eine Schwimm-Sink-Sortierung im Schwerkraftfeld am ehesten einer reinen Dichtesortierung. Für eine trockene Schwimm-Sink-Sortierung (Abb. 1) wird ein feines, möglichst eng klassiertes Trennmedium als Schwerstoffschicht von unten mit einem Gas durchströmt, sodass sich mit Erreichen des Lockerungspunktes ein Fließ- oder Wirbelschichtbett ausbildet. In Abhängigkeit des Trennmediums und der Anströmgeschwindigkeit können unterschiedliche Dichtetrennschnitte gebildet werden. Partikel mit höherer Dichte als der Trennschnitt sinken ab, Partikel mit niedriger Dichte schwimmen auf.

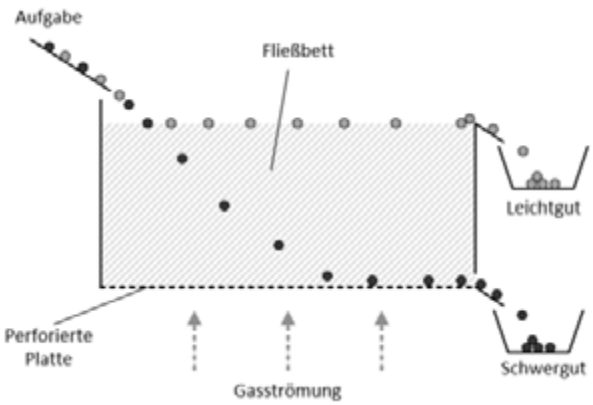


Abb. 1 Prinzipskizze der trockenen Schwimm-Sink-Sortierung

Ergebnisse einer umfassenden Literatur- und Patentrecherche zeigten, dass bereits zahlreiche unterschiedliche Modifikationen erprobt wurden, beispielhafte Ausführungen finden sich in Patentnr. DE 2848474 A1 (Clarke 1979), Patentnr. US 3444996 (Douglas 1969), Patentnr. US 3471016 (Eveson 1969), Patentnr. US 6907996 B1 (Fraas 2005), Patentnr. US 3439805 (Walsh 1969), Patentnr. US 4861464 (Zaltzman et al. 1989); Patentnr. US 4857177 (Lupton 1989). Eine Klassifikation der unterschiedlichen Bauarten ist dabei nach der Anlagenführung des Schwerstoffs (Durchfließend oder Verbleibend), der Rückgewinnung und Art des Schwerstoffs und der eingesetzten Fördertechnik möglich.
Vor allem die Gewährleistung eines homogenen Fließbettes sowie eine aufwändige Anlagenführung (Schubert, 2003) werden als nachteilig angeführt, weshalb Aggregate zur trockenen Schwimm-Sink-Sortierung in der Aufbereitungstechnik aktuell nur von untergeordneter Bedeutung sind.

2.2 Untersuchungen im Labormaßstab

Im Anschluss an die Recherchen wurde in enger Zusammenarbeit mit der FH Münster ein Teststand zur trockenen Schwimm-Sink-Sortierung im Labormaßstab konzipiert. Neben einer Funktionalitätsüberprüfung anhand definierter Aufgabematerialien diente dies im Rahmen einer ausführlichen Parameterstudie zur Beantwortung prozessrelevanter Fragestellungen, wie der Auswahl des Schwerstoffs und der perforierten Platte, sowie zur Bestimmung

- der erforderlichen Anströmgeschwindigkeiten,
- einer geeigneten Betthöhe,
- der daraus resultierenden Druckverluste und
- der minimalen Verweilzeit.

In dieser Entwicklungsphase fand die Fördertechnik noch keine Berücksichtigung. Zur Auswahl geeigneter Schwerstoffe wurde ein Bereich nahe der Gruppe A nach Geldart (1973) angestrebt, darüber hinaus wurden wesentliche Aspekte bezüglich Verfügbarkeit und Kosten berücksichtigt. Ein optimaler Schwerstoff mit einem Dichtetrennschnitt von ca. 4,5 t/m³ konnte ermittelt werden. Die Versuchsdurchführung sowie erste Ergebnisse werden folgend beispielhaft anhand einer NE-Fraktion im Partikelklassenbereich 4–12 mm (Abb. 2) beschrieben. Die Ergebnisse einer durchgeführten Handklaubung sind in Tab. 1 ersichtlich.

Abb. 2 Verwendete NE-Fraktion in der Partikelklasse 4–12 mm

Tab. 1: Zusammensetzung der NE-Fraktion in der Partikelklasse 4–12 mm

	Masse, %
Aluminium	55,0
Leichtstoffe (Kunststoff, Holz, Mineralik)	0,3
Kupfer	5,3
Kupferdrähte	1,6
Messing	12,4
Graumetalle schwer	23,6
Verbunde	1,8

Zur Durchführung der Parameterstudie wurden die einzelnen Phasen separat dem Teststand möglichst gleichmäßig aufgegeben. Die Schwerstoffschicht war dabei ab Beginn fluidisiert und wurde nach definierter Verweilzeit deaktiviert. Der Zustand wurde somit konserviert, und der Trennerfolg konnte durch schichtenweises Abtragen von Schwerstoff und Aufgabegut ermittelt werden. Erste Ergebnisse zeigten, dass die Phasen „Aluminium“ und „Leichtstoffe“ nahezu gänzlich in den obersten 10 % der Schwerstoffschicht verblieben, wohingegen die Phasen „Kupfer“, „Messing“ und „Graumetalle schwer“ in der unteren Hälfte zu finden waren. Da sich die Phasen „Verbunde“ und „Kupferdrähte“ über die gesamte Schichthöhe verteilten, wurden diese für die Versuchsdurchführung am Teststand nicht weiter berücksichtigt. Dabei ist anzumerken, dass sich ca. 90 % der Phase „Kupferdrähte“ in den unteren 75 % der Schwerstoffschicht sammelten und an der Oberfläche praktisch nicht zu finden waren.

Mit Tab. 2 wird die Aufteilung der Phasen in den jeweiligen Schichten in Form einer Bilanz dargestellt. Die Phasen „Kupfer“, „Messing“ und „Graumetalle schwer“ werden dabei kumuliert als „Schwermetalle“ angeführt. Die Einteilung erfolgte gemäß der Schwerstoffschichthöhe, wobei

- das Leichtgut die obersten 10 %,
- das Mittelgut den Bereich 50-90 % und
- das Schwergut die unteren 50 % der Schwerstoffschicht darstellen.

Tab. 2: Bilanz der stofflichen Trennung der NE-Fraktion mit dem Teststand

Produkt	m, %	Aluminium		Leichtstoffe		Schwermetalle	
		g_{Al}, %	$r_{i,Al}$, %	g_{LS}, %	$r_{i,LS}$, %	g_{SM}, %	$r_{i,SM}$, %
Leichtgut	56,4	99,4	99,5	0,5	100,0	0,1	0,1
Mittelgut	0,4	44,5	0,3	0,0	0,0	55,5	0,6
Schwergut	43,2	0,3	0,2	0,0	0,0	99,7	99,3
Aufgabe	100,0	56,3	100,0	0,3	100,0	43,4	100,0

g … Gehalt, r … relativer Anteil

Den vielversprechenden Ergebnissen zufolge konnten sowohl bei Leicht- als auch Schwergut Gehalte und Ausbringenswerte von ca. 99,5 % erreicht werden. Eine so hohe Trennschärfe kann bei diesem Aufgabegut mit Luftherden nicht erreicht werden. In weiterer Folge kann bei der Serienmaschine mittels geeigneter Splitterpositionierung das Mittelgut – je nach Aufgabenstellung – ins Leicht- oder Schwergut gefördert werden, deren Gehalte ändern sich infolge des niedrigen Masseanteils des Mittelguts nur geringfügig. Weitere Untersuchungen an einer NE-Fraktion im Partikelklassenbereich 10–50 mm zeigten ähnliche aussichtsreiche Ergebnisse.

2.3 Auslegung des Funktionsprototyps

Unter Verwendung des Teststandes konnten sämtliche prozessrelevante Daten für die weitere (strömungs-)technische Auslegung des Funktionsprototyps generiert werden. In einem weiteren Schritt folgte dessen Konzipierung, wobei bzgl. der Dimensionierung bereits auf die Platzverhältnisse im 20 Fuß Container Rücksicht genommen wurde, eine spätere Hochskalierung war somit nicht erforderlich. Auf Basis der Erkenntnisse aus der Literatur- und Patentrecherche wurde eine Ausführung als besonders vielversprechend bewertet, bei welcher die Schwerstoffschicht bzw. das Aufgabegut in einem Trog mittels Vibrationsförderung im Kreislauf geführt werden, da mit dieser Bauart

- eine einfache Rückgewinnung des Schwerstoffs möglich ist,
- die Schwerstoffschichthöhe im Trennbereich konstant gehalten werden kann und
- es zu keiner Anreicherung eines Mittelguts kommt.

Der Austrag von Schwer- und Leichtgut erfolgt mittels gelochter Rampen, wo auch die Rückgewinnung des Schwerstoffs erfolgt. Am Funktionsprototyp wurden sämtliche Parameter (Luftmenge, Verweilzeit, Splitterposition, etc.) variabel ausgeführt und messtechnisch überwacht, um maximalen Informationserhalt zu ermöglichen. Der gefertigte Trog des Funktionsprototyps mit einem Außendurchmesser von ca. 2 m ist in Abbildung 3 ersichtlich. Im Zuge der Inbetriebnahme und der Durchführung erster Versuche stellte sich das Erreichen eines konstanten Schwing- und Fluidisierungsverhaltens infolge der gegenseitigen Wechselwirkung aus fluidisiertem Bettmaterial, ungleichmäßiger Aufgabegutverteilung sowie Drehzahl und Schwingweite der Maschine als besonders herausfordernd dar.

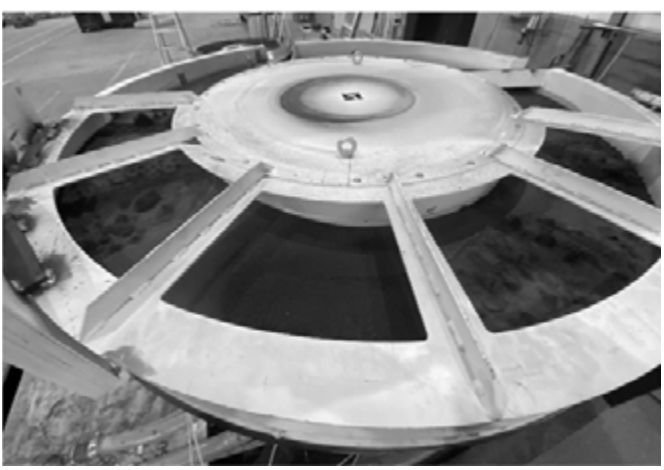


Abb. 3: Ansicht des Funktionsprototyps

Zur direkten Gegenüberstellung der mit dem Teststand erreichten Ergebnisse wurden mit der NE-Fraktion 4–12 mm weitere Versuche am Funktionsprototyp durchgeführt. Die Bilanz der stofflichen Trennung mit optimalen Betriebseinstellungen wird mit Tab. 3 dargestellt. Da es sich um eine 2-Produkte-Trennung handelt, ist kein Mittelgut mehr vorhanden. Demgemäß konnte ein Aluminiumausbringen im Leichtgut von 96,0 % und ein Schwermetallausbringen von 97,9 % im Schwergut erreicht werden. Leichtstoffe finden sich zur Gänze im Leichtgut.

Tab. 3: Bilanz der stofflichen Trennung der NE-Fraktion mit dem Funktionsprototyp

Produkt	m, %	Aluminium		Leichtstoffe		Schwermetalle	
		g_{Al}, %	$r_{i,Al}$, %	g_{LS}, %	$r_{i,LS}$, %	g_{SM}, %	$r_{i,SM}$, %
Leichtgut	54,1	97,8	96,0	0,5	100,0	1,8	2,1
Schwergut	45,9	4,8	4,0	0,0	0,0	95,2	97,9
Aufgabe	100,0	55,1	100,0	0,3	100,0	44,6	100,0

3 ANWENDUNGSBEISPIELE AUS DER PRAXIS

Zur Überprüfung der Einsatzmöglichkeiten und -grenzen wurden zahlreiche Untersuchungen an industriellen Reststoffen durchgeführt. Prinzipiell kann festgehalten werden, dass diese Sortiertechnik nahezu für den gesamten definierten Partikelklassenbereich eingesetzt werden kann, die tatsächlichen Grenzen liegen nach aktuellem Stand bei ca. 4–70 mm. Eine Absiebung feiner Partikel (<4 mm) vor der Aufgabe ist erforderlich, da ansonsten die Schwerstoffschicht dauerhaft verunreinigt wird, was in weiterer Folge zu dazu führt, dass diese in kürzeren Intervallen gereinigt bzw. getauscht werden muss. Mit Leicht- und Schwergut wird auch ein, von der Beschaffenheit des Aufgabeguts abhängiger, Schwerstoffanteil ausgetragen. Dabei haben sich Klüfte, Risse und Hohlräume, in denen sich der Schwerstoff ablagern kann, als besonders nachteilig erwiesen. Eine regelmäßige Überprüfung der Schwerstoffschichthöhe und gegebenenfalls Befüllung mit neuem Schwerstoff ist notwendig.

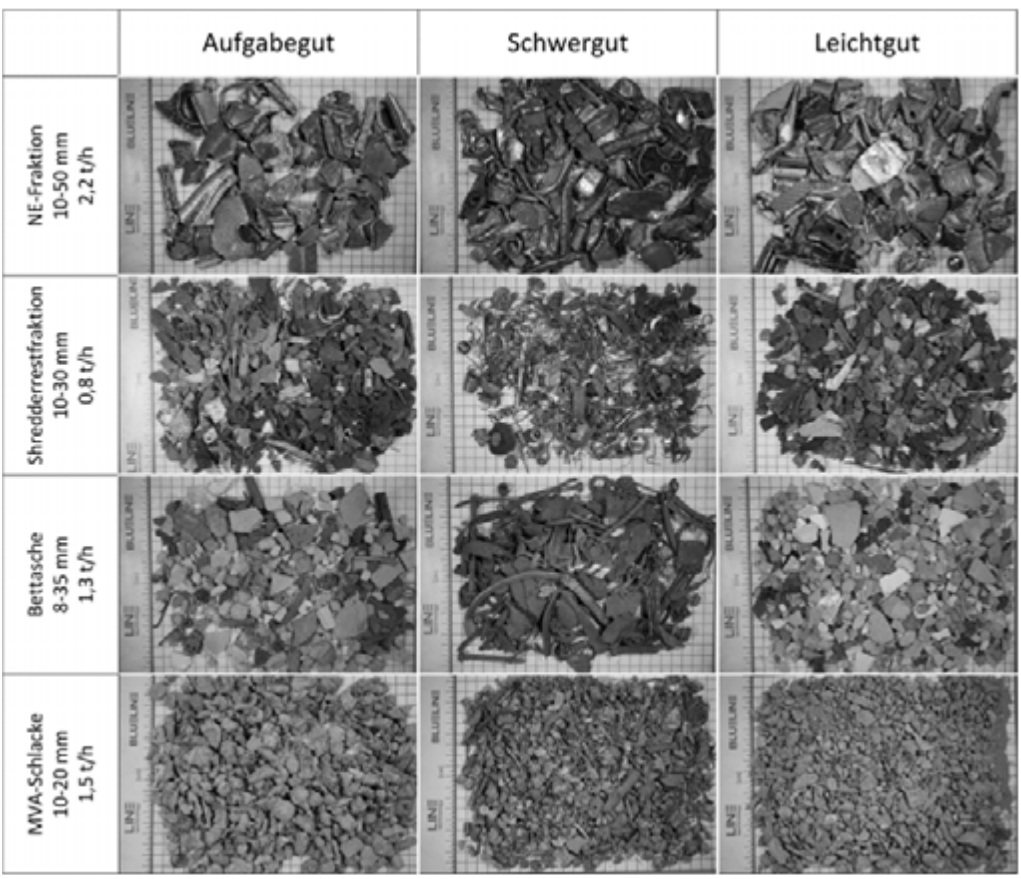


Abb. 4: Ausgewählte Anwendungsbeispiele der trockenen Schwimm-Sink-Sortierung

Eine Auswahl geeigneter Aufgabematerialien sowie Angaben betreffend die Durchsatzleistung sind in Abbildung 4 ersichtlich. Bei der bisher betrachteten NE-Fraktion handelt es sich um die

leitfähige Fraktion eines Wirbelstromscheiders in einem Shredderbetrieb. In der nicht leitfähigen Shredderrestfraktion finden sich beispielsweise noch Edelstähle und Kupferdrähte, welche weder mittels Magnetscheidung oder Wirbelstromsortierung vollständig getrennt werden können. Mit der trockenen Schwimm-Sink-Sortierung ist eine Trennung aufgrund des großen Dichteunterschieds zu den anderen Phasen (Gummi, Mineralik, Glas, etc.) möglich. Selbige Anforderungen können auch bei Bettaschen sehr gut erfüllt werden, wo sämtliche Schwermetalle von der mineralischen Phase getrennt werden müssen. Auch NE-Konzentrate aus Müllverbrennungsschlacken, wo eine visuelle Unterscheidung oft nicht möglich ist, eignen sich zur Sortierung in Leicht- und Schermetalle.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Mit der (Weiter-)Entwicklung eines trockenen Schwimm-Sink-Sortierverfahrens zur Trennung von Leicht- und Schwermetallen konnte das Unternehmen LINETECHNOLOGY GmbH einen weiteren Beitrag im Bereich der trockenen, mechanisch-physikalischen Aufbereitung von industriellen Reststoffen leisten. Die Funktionalität und die hohe Trennschärfe werden durch die angeführten Beispiele belegt. Innerhalb der Produktlinie BLUELINE wird dieses Verfahren mit dem Namen SORT FLUID als Serienmaschine, ebenfalls in einem 20 Fuß Container, umgesetzt. Dabei finden sich neben dem eigentlichen Sortieraggregat sowie zugehöriger Komponenten noch Einrichtungen zur

- Förderung, Dosierung und Austragung des Aufgabematerials,
- Aspiration und Filtration der Prozessluft und
- Reinigung und zum Transport des Schwerstoffs.

Geplante Inbetriebnahme des Sortierverfahrens im Container wird im dritten Quartal 2022 angestrebt. Neben dem Betrieb im Verbund mit anderen BLUELINE Modulen ermöglicht ein optionaler Aufsatzbunker den Stand-Alone Betrieb. Aktuell wird noch an weiteren Einsatzmöglichkeiten dieses trockenen Dichtesortierverfahrens geforscht. Beispielsweise werden alternative Schwerstoffe zur Sortierung von Aluminium und Kunststoff getestet.

LITERATUR

Clarke, R. A., Anderson, S. C. (1979) *Patentnr. DE 2848474 A1.*

Douglas, E. (1969) *Patentnr. US 3444996.*

Eveson, G. F. (1969) *Patentnr. US 3471016.*

Fraas, A. P. (2005) *Patentnr. US 6907996 B1.*

Geldart, D. (Mai 1973) *Types of gas fluidization.* Powder Technology 7 (5), S. 285–292. doi:10.1016/0032-5910(73)80037-3

Lupton, J. M. (1989) *Patentnr. US 4857177.*

Schubert, H. (2003) *Handbuch der mechanischen Verfahrenstechnik.* Weinheim: Wiley-Vch. doi:10.1002/3527603352

Walsh, T. (1969) *Patentnr. US 3439805.*

Zaltzman, A., Schmilovitch, Z., Hoffman, A., Verma, B. P. (1989) *Patentnr. US 4861464.*

Potential der Sortierung von Kunststoffen aus Siedlungsabfall vor der Müllverbrennung

L. Höflechner[1]
[1)] Tomra Sorting GmbH, Business Development, Mülheim-Kärlich, Deutschland

KURZFASSUNG: In Europa werden über 70 Millionen Tonnen Siedlungsabfall in Müllverbrennungsanlagen behandelt (Eurostat 2022). In Ländern mit einer separaten Erfassung von Kunststoffen oder Kunststoffteilströmen finden sich immer noch rund 10% Kunststoffe im Siedlungsabfall. Viele Argumente wie zum Beispiel CO2 Einsparungen, Beitrag zu Recyclingzielen wie auch Rohstoffunabhängigkeit sprechen für ein Recycling von Abfallströmen die heutzutage noch verbrannt oder deponiert werden. Tomra hat gemeinsam mit Partnern entlang der gesamten Wertschöpfungskette die Machbarkeit der Herstellung eines hochqualitativen Kunststoff Rezyklats aus dem Siedlungsabfall bewiesen. Durch die Implementierung einer Sortierung vor der Verbrennung mit Hilfe von Nahinfrarot Geräten kann man auf dieses Potential der Kunststoffmengen zugreifen. Für den Aufbau einer Sortierung vor der Verbrennung gibt es verschieden aufwendige Möglichkeiten von der Aussortierung eines Kunststoffmixes bis zum Beispiel der Aussortierung mehrerer einzelner Kunststofftypen.

1 EINLEITUNG

Tomra hat Siedlungsabfälle in verschiedenen Ländern Europas analysiert und festgestellt, dass in Ländern mit separater Sammlung von Kunststoffen oder Kunststoffteilströmen immer noch rund 10% an Kunststoffen im Siedlungsabfall sind. In Ländern ohne separate Sammlung ist der Kunststoffgehalt dementsprechend höher. Trotz konstanter Aufklärungs- und Öffentlichkeitsarbeit werden Fehlwürfe auch weiterhin nicht ausbleiben. Die Gründe sind unterschiedlich und können von zu komplexen Sammelsystemen, schlecht koordinierter Abfalllogistik bis zu der Bequemlichkeit der Benutzer reichen. Um auf dieses zurzeit verlorene Potential der Kunststoffe Zugriff zu bekommen ist eine Sortierung des Siedlungsabfalls vor der Verbrennung unumgänglich.

1.1 Hochqualitatives Kunststoff Rezyklat aus Siedlungsabfall

Tomra hat mit Partnern aus verschiedenen Bereichen der Wertschöpfungskette zusammengearbeitet und im Zuge einer Machbarkeitsstudie die Recyclingfähigkeit von Kunststoffen aus dem Siedlungsabfall bewiesen. Es benötigt einiger notwendiger Schritte, um Kunststoffe aus dem Siedlungsabfall so zu recyceln, dass ein hochqualitatives Rezyklat entsteht. In *Abb. 1* ist ein geschlossener Kreislauf schemenhaft dargestellt der diese Schritte darstellt.

Abb. 1: Kreislauf für ein hochwertiges mechanisches Recycling

Nach der Sammlung muss der Siedlungsabfall sortiert werden, um eine Kunststofffraktion zu erhalten. Der aussortierte Kunststofftyp wird nach Zerkleinerung zu Flakes einem gründlichen Waschprozess zugeführt. Nach der Wäsche werden die Kunststoff-Flakes mit einem Nahinfrarotgerät, welches speziell auf Flakes angepasst ist, nachsortiert. Die gereinigten Kunststoff-Flakes werden einer Desodorierung zugeführt, um Gerüche zu entfernen. Danach findet die Extrusion statt. Das entstandene Granulat wird beim Produzenten weiterverarbeitet und findet sich als Produkt beim Händler wieder.

2 GRÜNDE FÜR DIE SORTIERUNG VON SIEDLUNGSABFALL

Es sprechen viele Argumente für die Sortierung von Siedlungsabfall. Ein Beispiel ist das Argument der CO2 Einsparungen. Eine Studie von Eunomia hat eine CO2 Einsparung von 0,349t CO2 pro Tonne Hausmüll errechnet wenn man anstelle der Verbrennung den Kunststoff aussortiert und einem Recyclingprozess zuführt. Bei der Sortierung und Recycling von Kunststoffen anstelle einer Deponierung beträgt die berechnete CO2 Einsparung 0,309t CO2 pro Tonne Hausmüll (Kemp et al. 2021).
Ein anderes Argument ist der Beitrag zur Erhöhung der Recyclingquoten für Kunststoffverpackungen wie auch Siedlungsabfall (laut Richtlinie 94/62/EG (EU 2018a) gilt für Kunststoffverpackungen eine Recyclingquote von 50% bis 2025 und laut 2018/851/EG (EU 2018b) für Siedlungsabfall eine Recyclingquote von 55% für 2025). Für die Kunststoffverpackungen sei erwähnt dass der recycelte Kunststoff aus dem Siedlungsabfall auch der Kunststoff Recyclingquote des jeweiligen Landes anrechenbar sein muss.
Ein weiteres Argument ist der Beitrag zur Rohststoffunabhängigkeit von Erdöl und Erdgas welche für die Herstellung von neuen Kunststoff benötigt werden und dessen Gebrauch durch das Recycling von vorhandenen Kunststoffen verringert werden können.
Zudem kann eine Müllverbrennungsanlage durch das Aussortieren der Kunststoffe 1,5 mal der Menge an Siedlungsabfall verbrennen da der Heizwert durch die Kunststoffenfrachtung verringert wird, und mit 1,5 mal der Menge des heizwertniedrigeren Siedlungsabfallgemisches ersetzt werden kann (Hogg 2022). Die in manchen Ländern ansonsten zusätzlichen notwendingen Investitionen in neue Müllverbrennunganlagen lassen sich dadurch relativieren.

3 BEISPIELE FÜR SORTIERANLAGEN VOR DER VERBRENNUNG

Die Implementierung einer Sortierung vor der Verbrennung kann in verschiedenen Abstufungen stattfinden. Die einfachste Variante ist, einen Kunststoffmix vor der Verbrennung auszusortieren den man an eine zentrale gewidmete Anlage zur weiteren Aufsplittung in Kunststofftypen transportiert. Ein Beispiel einer solchen Installation ist in Abb. 2 ersichtlich.

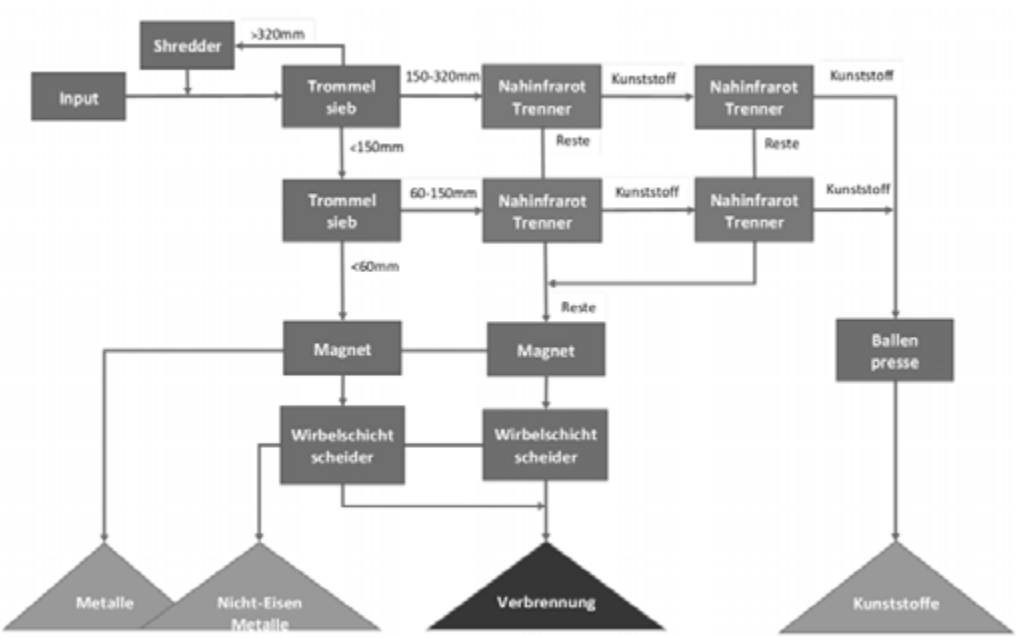


Abb. 2: Beispiel eines Fließbildes für die Aussortierung von Kunststoffen vor der Verbrennung

Je nach Kapazität der Anlage wird die Anzahl der Maschinentechnik angepasst. Nach einer Zerkleinerung und Siebung in verschiedene Korngrößenspannen sortiert man mittels Nahinfrarot Sortiergeräten die Kunststoffe aus dem Siedlungsabfallstrom. Dabei werden die Kunststoffe detektiert und mittels Druckluft ausgestoßen. Jener Kunststoffmix wird einem weiteren Nahinfrarotgerät zugeführt, welches in einem sogenannten Reinigungsschritt die Kunststoffe von verbliebenen Störstoffen befreit. Die erzeugte Kunststofffraktion kann balliert werden, um einen weiteren Transport zu vereinfachen. Zudem kann man mit Hilfe von Magnetscheider und Wirbelstromscheider die Eisen- und Nicht-Eisen-Fraktion separieren.
Eine andere Variante wäre nicht an der Stelle des Kunststoffmixes zu stoppen, sondern jenen Mix noch weiter in einzelne Kunststofftypen aufzutrennen. Dies ist möglich indem man zum Beispiel einen Ballistik Separator implementiert, der den Kunststoffmix in eine 2D und 3D Fraktion teilt. Diese 2D- Kunststoffe bestehend aus Folien kann man einem weiteren Nahinfrarot Sortiergerät zuführen, um zum Beispiel eine Polyolefin Fraktion zu erzeugen. Die 3D-Fraktion kann man weiteren Nahinfrarot Geräten zuführen um Fraktionen wie zum Beispiel PET, HDPE, PP, PS und PVC zu erzeugen.
Anlagen, die nach diesen Beispielen vor der Verbrennung eine Sortierung implementiert haben, gibt es zum Beispiel bereits in Norwegen, Schweden oder Niederlanden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend gibt es ein großes noch unausgeschöpftes Potenzial an Kunststoffen im Siedlungsabfall die man dem Recycling zuführen kann. Viele Argumente wie die CO2 Einsparungen durch das Recycling anstelle der Verbrennung, die Rohstoffunabhängigkeit von Rohstoffen, die man zur Herstellung von Kunststoffen benötigt, den Beitrag zu Recyclingquoten durch Inkludieren

zusätzlicher Abfallströme wie auch die dadurch erhöhte Kapazität von Verbrennungsanlagen sprechen für die Sortierung vor der Verbrennung.
Kurz zusammengefasst sind einige der Gründe hier aufgeführt:

- Jede Tonne Hausmüll, deren Kunststoffe recycelt statt verbrannt werden, spart 0,349t CO2 Emission
- Um höhere Recyclingquoten zu erreichen, müssen zusätzliche Abfallströme dem Recycling zugeführt werden
- Kunststoffe die heutzutage verbrannt werden, können morgen zur Rohstoffunabhängigkeit beitragen
- Durch das Aussortieren von Kunststoffen vor der Verbrennung kann 1,5 mal der Menge an Hausmüll verbrannt werden

Die Machbarkeit zur Erzeugung eines hochwertigen Kunststoff Rezyklats aus Siedlungsabfällen hat Tomra gemeinsam mit Partnern der gesamten Wertschöpfungskette bewiesen.
Für eine Implementierung der Sortierung vor der Verbrennung gibt es verschiedene Abstufungsmöglichkeiten wie zum Beispiel einen Kunststoffmix zu erzeugen oder einzelne Kunststofffraktionen auszusortieren. Eine solche Sortierung vor der Verbrennung gibt es bereits in einigen Ländern wie zum Beispiel Norwegen, Schweden und Niederlande.

LITERATUR

EU (2018a) Richtlinie (EU) 2018/852 vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle

EU (2018b) Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle (Text von Bedeutung für den EWR)

Eurostat (7. July 2022). Abgerufen von: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasmun/default/table?lang=en

Hogg, D. (2022). The case for sorting recycables prior to landfill and incineration. Reloop.

Kemp, S., Shanks, S., Fletcher, D., Hogg, D., Smith, M. (2021) Waste in the Net-Zero Century: Greenhouse Gas Impacts of Mixed Waste Sorting. Bristol: Eunomia.

Oxide-based lithium solid-state batteries from a recycling perspective

K. Schneider[1] & D. Goldmann[1]
[1)] Clausthal University of Technology, Institute of Mineral and Waste Processing, Recycling and Circular Economy Systems, Clausthal-Zellerfeld, Germany

ABSTRACT: Within a circular economy framework, recycling concepts for solid-state batteries (SSBs) need to be developed before widespread application to ensure sustainable production. A promising oxide-based solid-state electrolyte (SSE) is garnet-type $Li_7La_3Zr_2O_{12}$ (LLZO), which possesses a high ionic conductivity, a wide electrochemical window, and good stability toward Li metal. From a recycling perspective, available cell designs are analyzed, and implications for recycling are deduced. The cell design is subject to change, and the cell components are intimately mixed. In addition, new raw materials will be introduced into the recycling process, which are not included in current battery generations. Hence, SSBs present new challenges for recycling. As the mechanical separation of the cell components is difficult to achieve, hydrometallurgical processes will need to be developed.

1 INTRODUCTION

Access to cheap and clean energy is key to our society's prosperity (Smalley, 2005). Therefore, electrochemical energy conversion and storage technologies are paramount for the energy transition to combat climate change. Ever since the commercialization of lithium-ion batteries (LIBs) by Sony in the 1990s (Nagaura 1990), LIBs have proven to be reliable and efficient in terms of lifetime and energy as well as power density (Janek & Zeier 2016). LIBs with intercalation cathode active material (CAM), liquid electrolyte, and graphite anode have dominated the battery market since their introduction. However, increasingly stringent demands are being placed on batteries from the automotive industry, among others, which is why the solid-state battery (SSB) is considered the holy grail of battery technology (Nanda et al. 2018). In SSBs, the conductive salt dissolved in a liquid organic electrolyte is replaced by a solid-state electrolyte (SSE).
SSBs offer the possibility of significantly increased energy densities with improved safety features through the absence of a flammable liquid electrolyte. Replacing graphite with Li metal as the anode increases gravimetric energy density by up to 35 % and volumetric energy density by up to 50 % at the cell level (Albertus et al. 2018). In addition, serial connection due to bipolar stacking reduces battery weight leading to an increased energy density (Hu 2016). Eventually, the improved electrochemical stability and mechanical properties of SSEs enable the use of high-voltage CAMs and Li metal as an anode (Azhari et al. 2020).
The SSE is the centerpiece of the SSB. Two classes of SSEs exist: inorganic SSEs – either sulfides or oxides – and organic polymer SSEs (Janek & Zeier 2016). Each type has its advantages and disadvantages. Therefore, composite materials with mixtures of material classes are also the focus of research. A most promising oxide-based SSE is garnet-type $Li_7La_3Zr_2O_{12}$ (LLZO), which was discovered in 2007 (Murugan et al. 2007). LLZO possesses a high ionic conductivity at room temperature (10^{-4} to 10^{-3} S cm^{-1}), a wide electrochemical window range (0 to 5 V), and good chemical stability against Li metal anode (Gonzalez Puente et al. 2021). Obstacles to overcome are the limited compatibility of LLZO with current CAMs, the use of expensive doping elements, and the employment of energy-intensive processing techniques (Balaish et al. 2021). Nevertheless, the strategic advantages outweigh the disadvantages, and the use of LLZO is being intensively researched (Gonzalez Puente et al. 2021, Takada 2018).

Currently, researchers focus on material development and processing technology to overcome barriers that hinder the widespread industrial implementation of SSBs (Xu et al. 2021). However, within a circular economy framework, recycling concepts for SSBs need to be developed before widespread application to ensure sustainable production. Therefore, the aim is to analyze oxide-based SSBs from a recycling perspective at an early stage of development. First, common cell designs are outlined, and the material composition is elaborated for two distinctive SSB cell designs containing LLZO. Subsequently, critical raw materials (CRMs) included in SSBs are assessed from a European perspective. All things considered, the implications for recycling are outlined for each cell layer.

2 CELL DESIGN

The cell design of SSBs differs substantially from conventional LIBs with a liquid electrolyte. The most obvious change is the SSE replacing the liquid electrolyte and the separator. The SSE transports Li-ions between the electrodes during charging and discharging and acts as an electronic insulator to prevent self-discharge and short-circuiting. A composite comprising intimately mixed CAM and SSE is used at the cathode side. The cathode composite is required to maximize phase contact and hence increase Li-ion transport. Furthermore, the SSE enables Li metal as anode material and bipolar current collectors. Li metal anodes can be employed because the SSE is a physical barrier for lithium dendrites. Bipolar current collectors enable high voltage cells. They must ionically isolate the two adjacent electrodes and be electrochemically stable to electrode materials (Schnell et al. 2018).
Three principal cell designs have been proposed for oxide-based SSBs: co-sintered cathode composite and SSE, low-temperature thin-film electrolyte, and scaffold-type tri-layer cell design. Their structure is outlined in the following.
During co-sintering, the cathode composite and SSE are sintered in a single step. High temperatures of up to 1,050 °C are required to densify LLZO. At temperatures above 600 °C, high-voltage spinel CAMs and LLZO react to form stable but often insulating decomposition phases (Miara et al., 2016). Even though sintering agents such as Li_3BO_3 can be added to reduce the sintering temperature, high-temperature sintering to form a dense SSE layer is preferentially performed before CAM addition (Balaish et al. 2021).
Free-standing thin large-format LLZO layers are challenging to handle damage-free at an industrial scale (Xu et al. 2021). Therefore, the low-temperature thin-film electrolyte cell design with a dense SSE layer on a self-standing cathode composite substrate has been proposed, as depicted in Figure 1 left. The cathode composite acts as a mechanical support for the thin LLZO layer (Balaish et al. 2021). Based on theoretical calculations, a thickness of 20 to 50 µm is necessary for achieving state-of-the-art gravimetric and volumetric energy densities comparable to conventional LIBs (Kravchyk et al. 2022). Thin LLZO layers can be applied by vapor deposition or wet-chemical methods (Balaish et al. 2021).

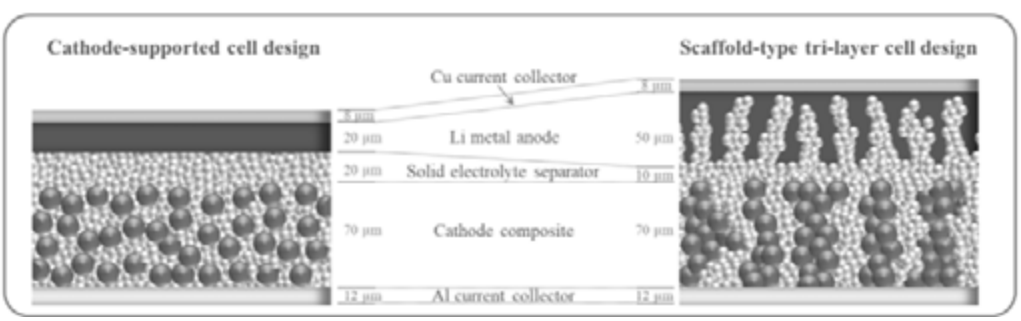


Fig. 1: Schematic illustration of oxide-based SSB cell designs (own illustration based on data from (Schmuch et al., 2018; Schnell et al. 2019))

The scaffold-type tri-layer cell design consists of two porous SSE layers and a thin but dense SSE layer, as depicted in Figure 1 right. The tri-layer is sintered at high temperatures and serves as a scaffold for the infiltration of active materials, followed by an annealing process at much lower temperatures than sintering processes. This circumvents side-reactions of CAM and SSE (Balaish et al. 2021). Besides sintering, laser structuring can be applied to produce porous SSE layers, which are currently under investigation for 3D-structured thick-film cathodes in conventional LIBs (Pfleging 2018). This cell design can overcome the challenge associated with Li volume change during charging and discharging, but CAM loading may lead to low cathode areal capacities (Kravchyk et al. 2022).

3 MATERIAL COMPOSITION

Mass balances are of great importance for process development, as they capture both components and raw materials in the cells that are available for recycling. Based on the cell designs in section 2, mass balances were calculated with the indicated layer thicknesses in Figure 1. The 10-layered cell stack is 5.5 cm in width and 8.5 cm in length. The pouch cell housing is not considered. The composition of the composite layers was assumed to be 1:1 by volume. Figure 2 displays the results.

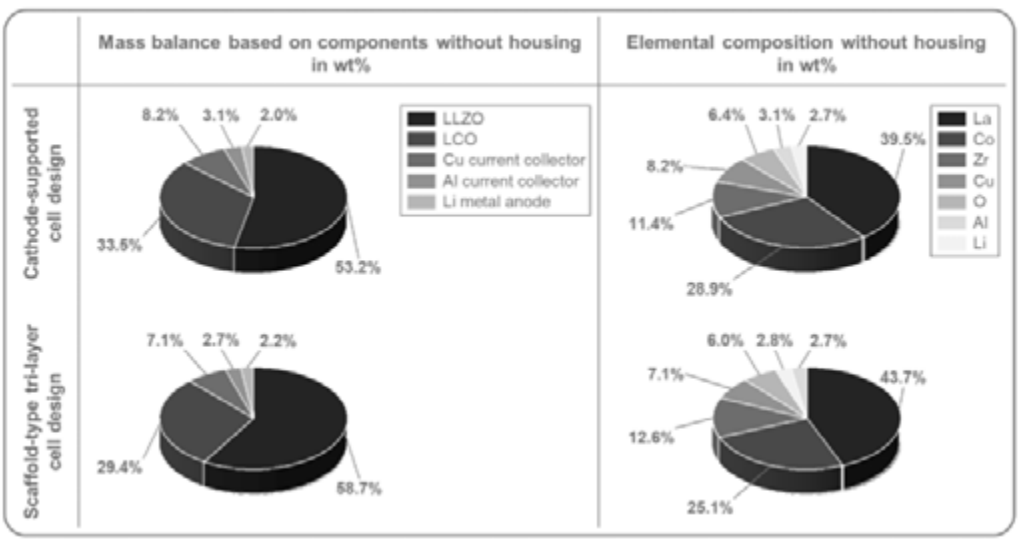


Fig. 2: Mass balance of different cell designs (own calculations based on material data from (Kravchyk et al. 2022))

Although the mass fractions differ at the component level in the two cell designs, the ranking order of the individual components is the same. The SSE has the largest mass fraction with more than 50 wt% for both cell designs. The second-largest share is accounted for the CAM with around 30 wt%. The Li metal anode has the lowest mass fraction at about 2 wt% due to the low density of Li metal.

Looking at the elemental composition, La and Co account for two-thirds of the total composition, followed by Zr. The Li content is slightly below 3 wt% in both cell designs, comparable to a typical black mass obtained from a mechanical processing route.

Based on the assumptions, it can be stated that the cell design does not significantly influence the mass balance. Nevertheless, the future cell design is still highly uncertain as the cells are under development. Additionally, special attention should be paid to doping elements that are important to stabilize the highly ionic conductive cubic LLZO phase. Al and Ta are the most frequent doping elements (Lu et al. 2021).

4 ASSESSMENT OF CRITICAL RAW MATERIALS

It is of paramount importance for SSBs recycling that new elements, namely La and Zr, are introduced, which are not included in current battery generations. When analyzing the raw materials needed for batteries, it is essential to assess their criticality. Therefore, this section explores the CRMs included in SSBs containing LLZO from the European perspective. Ta is included in this analysis as it is a vital doping element.
According to the definition of the European Union, CRMs are raw materials of high importance to the European economy and whose supply is associated with an increased risk. Two main parameters assess criticality:

- Economic importance: significance of the raw material for end-use applications in the EU and the performance of its substitutes
- Supply risk: danger of disruptions in the supply of a given material (Blengini et al. 2020).

Once both parameters exceed the specified thresholds, the raw material is classified as critical. In addition to these high-level parameters, other categories are assessed - end-of-life recycling input rate (EoL-RIR) being one of them. It describes the share of recycled material in the EU that replaces primary raw material input in the EU (Blengini et al. 2020). Table 1 summarizes key aspects of the raw materials in SSBs containing LLZO.

Tab. 1: Assessment of raw material criticality from the perspective of the European Union. CRMs are highlighted in grey (Blengini et al. 2020)

Raw material	Stage[1]	Supply risk (SR)	Economic importance (EI)	EoL-RIR (%)	Compared to 2017[2]
Aluminum	Processing	0.6	5.4	12	EI ↓
Cobalt	Extraction	2.5	5.9	22	SR ↑
Copper	Extraction	0.3	5.3	17	EI ↑
Lithium	Processing	1.6	3.1	0	SR & EI ↑
Light rare earth elements[3]	Processing	6.0	4.3	3	SR & EI ↑
Tantalum	Extraction	1.4	4.0	0	SR ↑
Zirconium	Extraction	0.8	3.2	12	-[4]

[1)] Stage refers to the life-cycle stage of the material that the criticality assessment was carried out. Extraction includes the mining activities, and processing includes the refining process
[2)] Significant differences in comparison to the 2017 report
[3)] Lanthanum is a light rare earth element and is included in this group
[4)] Zirconium is a new candidate in the 2020 report

For almost all raw materials listed in Table 1, the supply risk or the economic importance increased compared to the assessment in 2017. The EU classifies four out of seven raw materials as CRMs. With the growing importance of LIBs, Li was added to the list for the first time in 2020. The EoL-RIR did not exceed 25 % for any of the raw materials. Remarkably, the EoL-RIR is reported as 0 % for Li and Ta. Zr is not considered critical but is included in the 2020 assessment as a new candidate.

5 IMPLICATIONS FOR RECYCLING

SSBs introduce new challenges for recycling. Not only does the cell design change, but also new elements are introduced which are not included in current battery generations. In the following, we outline the implications for each cell layer.
Li metal is used as the anode material, and the recovery of Li as a lithium salt is desirable. Li is present in the anode, separator, and cathode layers, so that a higher Li concentration can be expected in SSBs compared to conventional LIBs with liquid electrolytes. In aqueous hydrometallurgical processes, Li metal reacts with water to form lithium hydroxide solution and hydrogen gas. Due to safety reasons, the possible evolution of hydrogen gas must be monitored closely.

The SSE is present in the separator layer and the cathode composite. Many materials are investigated for commercialization, but LLZO is the most prominent candidate for oxide-based SSEs (Gonzalez Puente et al. 2021). A direct recycling approach is favorable for the SSE because the material is not separated into the individual elements. If this cannot be realized, metal oxides should be recovered as precursors for resynthesis. Hybrid cell concepts with different SSEs in the separator and cathode layer will increase the complexity of recycling even more.
The cathode composite is an essential difference compared to conventional LIBs as the CAM and SSE are intimately mixed. Therefore, the selective separation of both components is challenging, and hydrometallurgical recycling processes will need to be developed.
Two material flows can be expected for future SSB recycling: production scraps and end-of-life batteries (Brückner et al. 2020). Production scraps are available for recycling at an early stage of commercialization due to the ramp-up of production capacities and production rejects that do not fulfill quality requirements. As a result, about 10 to 30 % of cell production is assumed to be discarded as scrap (Navarro et al. 2022).

6 CONCLUSIONS

Within a circular economy, recycling concepts for SSBs must be developed before widespread application to ensure sustainable production. As an example, oxide-based SSBs are analyzed from a recycling perspective.
In the first place, the cell design of oxide-based SSBs differs substantially from conventional LIBs with a liquid electrolyte. The most prominent designs at the cell level are the cathode-supported and the scaffold-type tri-layer cell designs.
Since mass balances are essential for developing recycling processes, the material composition is elaborated for two distinctive SSB cell designs containing LLZO. Although the mass fractions differ at the component level in the two designs, the order of the components is the same. The SSE possesses the largest mass share with more than 50 wt% for both cell designs. At the elemental level, La and Co account for two-thirds of the total composition, followed by Zr.
CRMs are raw materials of high importance to the European economy and whose supply is associated with an increased risk. For this reason, a particular focus should be placed on recycling these elements. Four out of seven raw materials in SSBs with LLZO as SSE are classified as CRMs by the EU: cobalt, lithium, light rare earth elements (lanthanum), and tantalum.
SSBs introduce new challenges for recycling as the cell design changes and new elements are introduced into the recycling process. In addition, the materials are intimately mixed at the cell level. As the mechanical separation of the cell components is difficult to achieve, hydrometallurgical processes will need to be developed.

7 ACKNOWLEDGMENTS

The project on which this publication is based was funded by the German Federal Ministry of Education and Research within the Competence Cluster Recycling & Green Battery (greenBatt) under grant number 03XP0319C. The authors are responsible for the contents of this publication.

REFERENCES

Albertus, P., Babinec, S., Litzelman, S., & Newman, A. (2018). Status and challenges in enabling the lithium metal electrode for high-energy and low-cost rechargeable batteries. *Nature Energy*, *3*(1), 16–21.

Azhari, L., Bong, S., Ma, X., & Wang, Y. (2020). Recycling for All Solid-State Lithium-Ion Batteries. *Matter*, *3*(6), 1845–1861.

Balaish, M., Gonzalez-Rosillo, J. C., Kim, K. J., Zhu, Y., Hood, Z. D., & Rupp, J. L. M. (2021). Processing thin but robust electrolytes for solid-state batteries. *Nature Energy*, *6*(3), 227–239.

Blengini, G. A., El Latunussa, C., Eynard, U., Torres de Matos, C., Wittmer, D. M. A. G., Georgitzikis, K., Pavel, C. C., Carrara, S., Mancini, L., Unguru, M., Blagoeva, D., Mathieux, F., & Pennington, D. W. (2020). *Study on the EU's list of critical raw materials (2020): Final report*. Publications Office of the European Union.

Brückner, L., Frank, J., & Elwert, T. (2020). Industrial Recycling of Lithium-Ion Batteries—A Critical Review of Metallurgical Process Routes. *Metals*, *10*(8), 1107.

Gonzalez Puente, P. M., Song, S., Cao, S., Rannalter, L. Z., Pan, Z., Xiang, X., Shen, Q., & Chen, F. (2021). Garnet-type solid electrolyte: Advances of ionic transport performance and its application in all-solid-state batteries. *Journal of Advanced Ceramics*, *10*(5), 933–972.

Hu, Y.-S. (2016). Batteries: Getting solid. *Nature Energy*, *1*(4), 16042.

Janek, J., & Zeier, W. G. (2016). A solid future for battery development. *Nature Energy*, *1*(9), 16141.

Kravchyk, K. V., Karabay, D. T., & Kovalenko, M. V. (2022). On the feasibility of all-solid-state batteries with LLZO as a single electrolyte. *Scientific Reports*, *12*(1), 1177.

Lu, W., Xue, M., & Zhang, C. (2021). Modified $Li_7La_3Zr_2O_{12}$ (LLZO) and LLZO-polymer composites for solid-state lithium batteries. *Energy Storage Materials*, *39*, 108–129.

Miara, L., Windmüller, A., Tsai, C.-L., Richards, W. D., Ma, Q., Uhlenbruck, S., Guillon, O., & Ceder, G. (2016). About the Compatibility between High Voltage Spinel Cathode Materials and Solid Oxide Electrolytes as a Function of Temperature. *ACS Applied Materials & Interfaces*, *8*(40), 26842–26850.

Murugan, R., Thangadurai, V., & Weppner, W. (2007). Fast lithium ion conduction in garnet-type $Li_7La_3Zr_2O_{12}$. *Angewandte Chemie (International Ed. In English)*, *46*(41), 7778–7781.

Nagaura, T. (1990). Lithium Ion Rechargeable Battery. *Progress in Batteries & Solar Cells*, *9*, 209–217.

Nanda, J., Wang, C., & Liu, P. (2018). Frontiers of solid-state batteries. *MRS Bulletin*, *43*(10), 740–745.

Navarro, R. P., Seidel, P., Kolk, M., Krug, A., & Lenz, L. (2022, June 1). *European battery recycling: an emerging cross-industry convergence*. https://www.adlittle.com/co-de/node/24066

Pfleging, W. (2018). A review of laser electrode processing for development and manufacturing of lithium-ion batteries. *Nanophotonics*, *7*(3), 549–573.

Schmuch, R., Wagner, R., Hörpel, G., Placke, T., & Winter, M. (2018). Performance and cost of materials for lithium-based rechargeable automotive batteries. *Nature Energy*, *3*(4), 267–278.

Schnell, J., Günther, T., Knoche, T., Vieider, C., Köhler, L., Just, A., Keller, M., Passerini, S., & Reinhart, G. (2018). All-solid-state lithium-ion and lithium metal batteries – paving the way to large-scale production. *Journal of Power Sources*, *382*, 160–175.

Schnell, J., Tietz, F., Singer, C., Hofer, A., Billot, N., & Reinhart, G. (2019). Prospects of production technologies and manufacturing costs of oxide-based all-solid-state lithium batteries. *Energy & Environmental Science*, *12*(6), 1818–1833.

Smalley, R. E. (2005). Future global energy prosperity: the terawatt challenge. *MRS Bulletin*, *30*, 412–417.

Takada, K. (2018). Progress in solid electrolytes toward realizing solid-state lithium batteries. *Journal of Power Sources*, *394*, 74–85.

Xu, L., Lu, Y., Zhao, C.-Z., Yuan, H., Zhu, G.-L., Hou, L.-P., Zhang, Q., & Huang, J.-Q. (2021). Toward the Scale-Up of Solid-State Lithium Metal Batteries: The Gaps between Lab-Level Cells and Practical Large-Format Batteries. *Advanced Energy Materials*, *11*(4), 2002360.

FuLIBatteR – Future Lithium-Ion Battery Recycling for Recovery of Critical Raw Materials

B. Rutrecht[1], T. Nigl[2] & J. Rieger[1]
[1)] K1-MET GmbH, Area Raw Materials and Recycling, Linz, Austria
[2)] Montanuniversitett Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: FuLIBatteR, a module of the competence centre of K1-MET GmbH, funded within the frame of the Austrian Competence Center COMET, will generate innovative knowledge about the recyclability of lithium-ion batteries (LIBs) under special consideration of critical raw material recovery. Consequently, the material cycle of LIBs will be closed by implementing innovative recycling processes. Thus, the immediate result at the end of the module will be the combination and structuring of the developed processes to the best practice treatment route, including pretreatment, pyrometallurgical and bio-hydrometallurgical processes for elevated recycling efficiencies and generation of high-quality secondary raw materials. The treatment approach of used and spent LIBs will decrease the dependency of Austria and Central Europe on international raw materials markets regarding the critical elements such as lithium, phosphorous, cobalt, silicon, and graphite, as well as the economically essential metals copper, nickel and manganese. Thus, the results will meet the demands of the related regulations and improve the current state-of-the-art.

1 INTRODUCTION

1.1 Initial Situation

Global crises, like the Sars-CoV-2 pandemic, and dependency on the economic situation on raw material markets, as well as unexpected issues in global supply chains, such as the Suez Canal obstruction by a large container ship, intensify the efforts of local production and consequently, of sufficient raw material supply as well as regional solutions for recycling. Unfortunately, the raw materials for producing our daily life goods and things for saving the living standard are not evenly distributed worldwide (European Commission, 2022; Olivetti, Gaustad, & Fu, 2017). The European Commission (EC) has defined a list of critical raw materials (CRMs) of the European Union (EU). In this context, the elements phosphorus (P), lithium (Li), cobalt (Co) as well as natural graphite (C) and the raw materials phosphate rock, bauxite and fluorite are figured out to be critical elements because of their economic importance and supply risk. The mentioned materials are part of diverse state-of-the-art (SoA) lithium-ion battery (LIB) cells. Besides, future LIB cells may also contain silicon (Si) metal, another critical element. Thus, recycling of LIBs is essential to lower the demand for primary raw materials.
Therefore, closing material cycles within the battery recycling chain is of strategic importance and high relevance for society, industry, and the economy. On the European level, several strategic documents from the EC, such as the Green Deal (European Commission, 2020b) or the Circular Economy Action Plan (European Commission, 2020c), mention that actions are required to improve the recycling of CRMs to ensure a safe, circular and sustainable battery value chain to supply the expected steadily growing LIB markets due to required storage capacities for renewable energy, electric vehicles and battery-powered bikes and power tools in the next decade (Di Persio, 2020). Whereas the average portable LIB in electronic devices weighs about 0.3 kg, the weight ranges from 100 kg to 1,200 kg depending on the vehicle type (highest values for heavy trucks) and 9.7 kg/kWp of a photovoltaic system, respectively (Beigl, 2021). However, the availability of the secondary raw materials depends not only on LIBs placed on the market but also on lifespan, collection rates, recycling processes, and reuse activities (Di Persio, 2020) and social aspects that exclude predominantly smaller batteries from recycling, such as hoarding of batteries or discarding them at the wrong waste stream (Nigl et al., 2020). To estimate future LIB waste amounts, different forecast models are available. Within the project LIBRAT (Beigl, 2021), end-

of-life (EoL) LIB amounts for Austria (AT), including vehicles, e-bikes, portable devices and photovoltaic system batteries, are simulated. It predicts growth from about 29,000 t in 2030 to 190,000 t in 2040 under the assumption that electric vehicles will be used for reaching the Austrian climate targets of the Paris Agreement (according to the Transition Scenario of Austrian Federal Environment Agency (Meyer, Sommer, & Kratena, 2018). German Fraunhofer ISI (Neef, Schmaltz, & Thielmann, 2021) estimates the amount of EoL LIB entering the European battery recycling system (including vehicles, e-bikes, portable devices and photovoltaic system batteries) by 2040 to be slightly over 1,500,000 t. A comparison of both forecasts by calculating specific values of expected future EoL LIB in kilogram per capita considering the population of AT and the EU of 2018 displays a variation in magnitude of the estimates by more than the power of ten (EoL LIB in AT by 2040, 21.15 kg per capita; EoL LIB in EU by 2040, 1.96 kg per capita). Regardless of the uncertainties of forecasts, the trend inevitably implies rising amounts of used and waste LIBs that must be recycled.

1.2 Problem Definition

LIB recycling made massive progress in the last decade. A variety of recycling routes evolved from lab scale to complete industrial applications implementing different recycling approaches ranging from mechanical to pyrometallurgical to hydrometallurgical methods, which are currently all considered SoA. What they have in common is the strive to cope with the multitude of different LIB types on the market as input material to their processes since LIB is only an umbrella term for different cell compositions of graphite in combination with variations of lithium-metal-oxide as electrode material. This challenge is intensified by unsatisfying legal demand for material labelling and an ongoing trend to patent individual cell compositions. Thus, the number of different LIB products in even smaller lot sizes increases which contribute strongly to the tremendous variation and current lack of shared data on LIB cell composition (Thielmann, Sauer, & Wietschel, 2015; Nitta, Wu, Lee, & Yushin, 2015). Recyclers attempt to overcome these difficulties by designing their recycling processes as robust as possible, bound to accept the risk of significant trade-offs concerning recycling rates and output quality.

SoA battery recycling processes are mainly focused on mechanical treatment with optional prior thermal cell deactivation (pyrolysis) to facilitate subsequent handling to separate the housing, cables, and other large components from the residues of the electrode deflector foils and the electrode's active materials. The latter is the most prominent weight fraction of LIB systems. The active material is a fine-grained black powder, thus, also called black mass, which comprises up to 70 wt.-% of the battery mass (Arnberger, Coskun, & Rutrecht, 2018) and is derived by mechanical processing. It mainly consists of powdery C and contains the critical elements Li, P, Co, and Si (mainly in electrode materials) as well as other economically important metals, such as copper (Cu), nickel (Ni) and manganese (Mn) in different concentrations. The research found that pre-treatment highly influences the applicability of black mass in subsequent recycling processes and consequently influences the final recycling rates. Depending on the applied methods, differences in composition, physical properties and impurity content arise. (Windisch-Kern et al., 2021). After mechanical pre-treatment, the black mass is later handed to downstream recycling partners for further processing via pyrometallurgical or hydrometallurgical means.

In commercial pyrometallurgical recycling routes, such as at the ACCUREC-Recycling GmbH or the Umicore NV/SA plants (Buchert & Sutter, 2020; Accurec, 2019) the spent LIBs are processed without pre-treatment by direct charging into pyrometallurgical high-temperature furnaces. Elements, such as Li, C, and Mn, are not recovered selectively but lost as emissions or end up in slags. As the efforts for metal recovery from slags are high and the economic benefits are low, the mentioned mineral phase is commonly disposed of in landfills, and the metals contained are lost. Moreover, an alternative application in the construction industry, e.g., as road construction material interacting with surface, pore, and groundwater, is often impossible due to legal restriction of the content of easily dissolvable substances, which is, for instance, regulated for steelmaking slag in the Austrian Recycling Building Materials Ordinance.

In the hydrometallurgical processing of active materials, the metal oxides are dissolved, whereas the graphite is separated as a solid residue. However, the decrease of CO_2 emissions concerning climate protection and the recovery of graphite is of growing relevance as the LIB production will further increase within the following years and continue to pose a certain supply risk.

Finally, an amendment of the battery regulation will ask for higher collection rates of 65–70 % for LIB and demands higher recycling rates than the current one of 50 % from the latest valid version (e.g., 90 % recovery of Co, Cu and Ni, 35 % recovery of Li in 2025, and even higher targets for 2030 (European Commission, 2020a), raising the political pressure for recycling activities. The environmental impact of LIBs is also of interest. The production is resource-intensive, and some raw materials originate from countries with high risks of supply disruptions (European Commission, 2020d). In addition, eco- and human toxicity of the produced products and residues can be decreased. Overall, reusing recovered secondary raw materials is considered very favourable in industrial production but must meet input requirements (Mohr, Peters, Baumann, & Well, 2020; Unterreiner, Jülch, & Reith, 2016). Therefore, research must develop innovative, efficient, and sustainable recycling processes. The presented project FuLIBatteR will be the missing link to close material cycles.

2 PROJECT FULIBATTER

K1-MET GmbH (K1-MET), the (K1) COMET competence centre as one of the leading European organisations for advanced metallurgical and environmental process development has been granted the presented new COMET module named FuLIBatteR, which focuses on the future lithium-ion battery recycling for recovery of critical raw materials. Organizationally, FuLIBatteR is divided into three projects P1, P2, and P3 to take advantage of the different focus areas of project partners. Key points are listed in Tab. 1. The project aims to close the gap in material cycles of spent LIBs, especially to recover CRMs from the battery's active material, also called black mass. FuLIBatteR attaches at the end of the LIB value chain, utilising the disciplines of waste management, process engineering, metallurgy, and biotechnology.

Tab. 1: Overview project FuLIBatteR

Fact	Description
Main location	Linz (Upper Austria)
Other locations	Leoben (Styria)
Duration	01.07.2022 – 30.06.2022
Staff employment	8 FTE, thereof 7 scientists
Thematic area	Material and Production (According to www.ffg.at/comet/netzwerk)
Thematic focusses	P1: Waste management and waste technological approaches for lithium-ion-battery (LIB) recycling P2: Pyrometallurgical processing of LIBs and black mass P3: Bio-hydrometallurgical treatment of LIB residues
Project consortium	EBNER®, christof industries, B·R·A·I·N, Saubermacher, K1 MET, Montan Universität Leoben, RHI MAGNESITA, BOKU, TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich, acib, voestalpine ONE STEP AHEAD., VRFIA, Coventry University

2.1 Degree of Innovation

FuLIBatteR will enable economically reasonable and sustainable LIB recycling without landfilling wastes. Therefore, recovery strategies of valuable materials and life cycle assessment are part of the future research orientation. Besides this, zero-waste and sustainable metallurgy represent new ways of sustainable processing in line with the sustainable development goals of the United Nations. The aim is to increase the recycling rate of EoL LIB systems from different areas (automotive, stationary and portable storage media) by selective recovery of high-purity raw materials from active materials such as Li, Co, Si, and P, or other valuable metals, such as Ni, and Mn beyond the SoA. Research regarding the proof-of-principle in the fields of physical,

pyrometallurgical, and bio-hydrometallurgical treatment of active material will result in lab-scale experiments ending up in technology readiness level four (TRL4).
The said target materials and the individual processes will be addressed as follows: **Cobalt** as part of the pyrometallurgical produced alloy, and as hydroxide precipitated from bioleaching solution or after peptide accumulation and in metallic form recovered in a bio-electrochemical system. Flotation or magnetic separation will recover **graphite. Lithium** is gained after wastewater treatment by natural zeolite re-desorption, after off-gas treatment in pyrometallurgy and after bioleaching by diverse recovery methods. **Phosphorus** is transferred to the exhaust gas in an inductively heated reactor and recovered at the off-gas treatment and regained at wastewater treatment by natural zeolite re-desorption, and **silicon metal,** as part of new generation battery cell types, will be separated after froth flotation or as a side product of wet magnetic separation from solid metal oxide residue, see Tab. 2.

Tab. 2: Comparison of the state-of-the-art and FuLIBatteR project

Process	State-of-the-art	Innovation by FuLIBatteR
Thermal pre-treatment of LIB	• Optionally used to deactivate LIBs for more convenient material handling thermally.	• Research of interdependency of material properties operating parameters of thermal pre-treatment and influence on downstream processes (lab scale experiments, CFD simulation)
Pyrometallurgy	• A standard operation to treat LIB • Flexible with regards to LIB input composition • Recovery of Co, Ni, Cu • Carbon is lost as CO_2 emission • Li, Al and partially Mn are lost to slag	• Establishment of Li recovery from off-gas • Research of increasing thermal efficiency • Smart slag design to reduce loss of metals • Removal of graphite-rich concentrate before pyrometallurgical treatment
Hydrometallurgy	• A standard operation to treat LIB active material or residues of pyrometallurgical treatments • Carbon is lost to residue	• C recovery by froth flotation or magnetic density separation • Optional Si recovery as by-product of magnetic density separation
Froth Flotation	• The standard process of ore concentration • Tested on mechanically treated LIB cells	• Thermally pre-treated active material as input • Varying LIB types as input • Cascadic use of process water as input in bio-electrochemical systems • Recycling of Li and P of process water using naturally occurring zeolite and stripping
Bio-leaching	• Similar to hydrometallurgical treatments however using microorganisms to solubilize metals • Main field of application is the treatment of mineral ores	• Active material from LIB as new input material • Research of suitable microorganisms (pure, co-culture)
Electrolysis	• Standard method to reduce metals • Energy intense	• Research of bio-electrochemical systems as alternative • Zero to low energy usage
Ecological Impact	• Little to no publicly available data	• LCA and MFA to shed light on ecological meaningfulness of treatment steps and the basis for ecologically reasonable decision-making in line with sustainable development goals

2.2 Advantages and Objectives of FuLIBatteR

The **advantages** of FuLIBatteR are the availability of an efficient and sustainable recycling process for LIBs, which would rise the public's acceptance for electric vehicles and stationary storage of renewable energy, new insights in process parameters enabling the design of LIB recycling processes with TRL4 after the end of the module, testing of industrially pre-treated materials with

composition fluctuations ensuring greater flexibility regarding the input materials and thus, a higher market potential, to enable the opportunity of a more cost-efficient LIB recycling by saving of expenses for resources and mining operations and providing the foundation for the installation of a first Austrian LIB recycling plant.

FuLIBatteR is based on the following **objectives** to develop innovative cross-sectoral recycling processes and to close the loop of LIBs with respect to recover CRMs in a usable form and to prevent waste:

- Identification and analysis of used and spent LIBs for sustainable recycling purposes,
- Novel insights on the recovery of high-quality secondary critical raw materials and valuable metals from the LIB's active material for a use in battery production and other resource-intensive industries such as steel and refractory industry,
- Research going beyond SoA on physical, pyrometallurgical, and bio-hydrometallurgical treatment processes to recover high-quality materials despite input material fluctuations,
- Characterisation of generated products, residues and emissions (wastewater and off-gas),
- Theoretical and experimental approaches for the optimisation of the thermal LIB cell deactivation for increased quality of active material and mechanically separated fractions,
- Process integration of the developed methods into the overall LIB recycling chain,
- Pointing out the environmental and economic aspects of different LIB recycling steps and offering a list of recommended actions to close material cycles fitting to the concept of zero-waste, and
- Transfer of science and technology through cross-sectorial cooperation comprising waste management, process technology, and metallurgy and through excellent national and international partners from industry and science.

3 SUMMARY

Summing up, FuLIBatteR project will support the vision of K1-MET to build new competencies in material circularity to treat metal-containing materials for recovery of critical and economically essential materials, such as lithium, cobalt, silicon, and phosphorous, or valuable metals, such as nickel and manganese in the promising thematic field of LIB recycling. In the next four years, FuLIBatteR will focus on the treatment of active material from spent LIBs to recover previous mentioned elements as high-quality materials. The aim is to provide sustainable and efficient working principles beyond the state-of-the-art and proof of concepts up to TRL 4 in the field of physical, pyrometallurgical, and bio-hydrometallurgical recycling to enable their integration into current LIB recycling processes. The evaluation and exploitation of the derived results will be part of future publications of project consortium and will build a basis for future activities to further close material cycles beyond the module.

4 ACKNOWLEDGEMENT

The authors gratefully acknowledge the funding support of K1-MET GmbH, the metallurgical competence centre. The module FuLIBatteR is supported by COMET (Competence Center for Excellent Technologies), the Austrian programme for competence centres. COMET is funded by the Federal Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology, the Federal Ministry for Labour and Economy, the Federal States of Upper Austria and Styria as well as the Styrian Business Promotion Agency (SFG). Furthermore, Upper Austrian Research GmbH continuously supports the module. Besides the public funding from COMET, this research project is partially financed by the company partners Audi, BRAIN Biotech, Christof Industries Austria, Ebner Industrieofenbau, RHI Magnesita, Saubermacher, TÜV Süd Landesgesellschaft Österreich, and voestalpine High Performance Metals, and the scientific partners acib, Coventry University, Montanuniversitaet Leoben, University of Natural Resources and Life Sciences, and UVR-FIA.

REFERENCES

Accurec. (11. 09 2019). Forschungsprojekt Mercator gestartet. *RECYCLING magazin*, 1. Abgerufen am 03. 08 2022 von https://www.recyclingmagazin.de/2019/09/11/forschungsprojekt-mercator-gestartet/

Arnberger, A., Coskun, E., & Rutrecht, B. (2018). Recycling von Lithium-Ionen-Batterien. (N. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensk, Hrsg.) *Recycling und Rohstoffe*, S. 583-600.

Beigl, P. e. (2021). *Entwicklung einer Wertschöpfungsketten für das Recycling von Lithium-Ionen-Batterien (LIB) in Österreich.* BOKU (ABF); MUL (AVAW). WIFO. Klima- und Energiefonds.

Buchert, M., & Sutter, J. (2020). *Stand und Perspektiven des Recyclings von Lithium-Ionen-Batterien aus der Elektromobilität.* Darmstadt: Öko-Institut e. V. Abgerufen am 03. 08 2022

Di Persio, F. H. (2020). *Information gap analysis for decision makers to move EU towards a Circular Economy for the lithium-ion battery value chain.* Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi:doi:10.2760/069052

European Commission. (10. 12 2020a). Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning batteries and waste batteries, repealing Directive 2006/66/EC and amending Regulation (EU) No 2019/1020. 130. Brussels, Belgium.

European Commission. (10. 12 2020b). *Green Deal: Sustainable batteries for a circular and climate neutral economy*. (E. Commission, Herausgeber) Abgerufen am 03. 08 2022 von Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs.

European Commission. (2020c). A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe.

European Commission. (2020d). *Study on the EU's list of Critical Raw Materials (2020) Final Report.* doi:doi: 10.2873/11619

European Commission. (2022). *Raw Materials Information System (RMIS) – Raw Materials' Profiles*. Von https://rmis.jrc.ec.europa.eu/?page=rm-profiles#/ abgerufen

Meyer, I., Sommer, M., & Kratena, K. (2018). *Energy Scenarios 2050 for Austria.* Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung (WIFO). Von https://www.wifo.ac.at/publikationen/publikationssuche?detail-view=yes&publikation_id=61089 abgerufen

Mohr, M., Peters, J. F., Baumann, M., & Well, M. (2020). Toward a cell-chemistry specific life cycle assessment of lithium-ion battery recycling processes. *Industrial Ecology, 24*(6), S. 1310-1322. doi:doi.org/10.1111/jiec.13021

Neef, C., Schmaltz, T., & Thielmann, A. (2021). *Recycling von Lithium-Ionen-Batterien: Chancen und Herausforderungen für den Maschinen- und Anlagenbau.* Karlsruhe: Fraunhofer ISI.

Nigl, T., Schwarz, T., Walch, C., Baldauf, M., Rutrecht, B., & Pomberger, R. (2020). Characterisation and material flow analysis of end-of-life portable. *Waste Management and Research, 38*(6), S. 649-659. doi:https://doi.org/10.1177/0734242X20914717

Nitta, N., Wu, F., Lee, J. T., & Yushin, G. (2015). Li-ion battery materials: present and future. *Materials today, 18*(5), S. 252-264. doi:https://doi.org/10.1016/j.mattod.2014.10.040

Olivetti, E. A., Gaustad, G. G., & Fu, X. (11. Ocotber 2017). Lithium-Ion Battery Supply Chain Considerations: Analysis of Potential Bottlenecks in Critical Metals. *Joule, 1*(2), S. 229-243. doi:https://doi.org/10.1016/j.joule.2017.08.019

Thielmann, A., Sauer, A., & Wietschel, M. (2015). *Gesamtroadmap Lithium-Ionen-Batterien 2030.* Karlsruhe: Fraunhofer-Insitut für System- und Innovationsforschung (ISI).

Unterreiner, L., Jülch, V., & Reith, S. (2016). Recycling of Battery Technologies – Ecological Impact Analysis Using Life Cycle Assessment (LCA). *Energy Procedia*(99), S. 229-234. doi:doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.113

Windisch-Kern, S., Gerold, E., Nigl, T., Jandric, A., Altendorfer, M., Rutrecht, B., . . . Part, F. (2021). Recycling chains for lithium-ion batteries: A critical examination of current challenges, opportunities and process dependencies. *Waste Management, 138*, S. 125-139. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.038

Interrelationships between pre-processing and subsequent procedures in the recycling of lithium-ion batteries

E. Gerold[1], A. Anbauer[2], A. Kügele[2], K. Ebenauer[3] & H. Antrekowitsch[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria
[2)] ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria
[3)] Litech GmbH, Sankt Andrä, Austria

ABSTRACT: The recycling of lithium-ion batteries is currently a very present topic in the field of research but also in the industry. New developments for the recovery of valuable metals from spent LIBs indicate a clear trend towards hydrometallurgical concepts. In this context, especially the pre-treatment plays an essential role. If organic compounds remain in the material or the cathode and anode materials are insufficiently separated from the conductor foils, this can lead to massive process complications in the subsequent hydrometallurgical procedures. Therefore, ATM Recyclingsystems GmbH together with the Chair of Nonferrous Metallurgy of the Montanuniversitaet Leoben develops and tests the adaptation and improvement of the recycling possibilities of spent lithium-ion batteries for a subsequent hydrometallurgical processing. Special focus is placed on the utilization of synergy effects and the cooperation of pre-processing and metallurgical methods, since only through this combination an efficient and economical way for the recovery of valuable metals can be established. For this purpose, the comparison of different pre-processing devices for the optimal preparation of the active material from spent lithium-ion batteries for subsequent further processing is carried out. By improving the entire procedures, the recovery efficiencies for the contained valuable metals such as cobalt, nickel and lithium can be significantly increased, the metallurgical processes optimized and thus the raw material cycle closed. This is a significant contribution to environmental and climate protection, especially in view of the criticality of the elements addressed. Through the know-how in engineering of the partner companies ATM Recyclingsystems GmbH as well as LITech GmbH and the claim of a holistic solution for the long-term supply of the European Union with critical raw materials through recycling, a significant optimization in the field of recovery of valuable metals from spent lithium-ion batteries can thus be realized.

1 PRE-PROCESSING OF SPENT LITHIUM-ION BATTERIES

The move towards electromobility and the use of lithium-ion batteries in various electronic devices has recently led to an immense increase in LIBs becoming waste. This trend will continue in the coming years, as demand for 25.8 to 46.8 million electric vehicles is expected by 2030 *(IEA 2022)*. This consideration does not take into account smaller cells such as those used in smartphones or laptops. Based on this situation, the need for efficient recycling processes for the resulting lithium-ion batteries at the end of their life span can be quickly identified. Different approaches can already be found on the market, whereby a trend can already be identified here as well. It is becoming apparent that the hydrometallurgical recycling route in particular will be highly relevant in the future, as this enables selective multi-metal recycling. In contrast, valuable metals such as lithium or manganese are slagged in pyrometallurgical methods, which removes them from the circular economy. When using hydrometallurgical processes, however, optimal preparation of the battery materials in advance is essential. Otherwise, there will be poor yields in terms of recycling rates and only low-quality secondary products. The combination of pre-treatment processes and hydrometallurgy, in particular, is currently hardly discussed in detail in the literature, as the two disciplines are often considered separately. This is an important point, especially due to the complexity of the dependency of the mentioned specialties. An unsuitable combination of preparation steps and subsequent hydrometallurgy can lead to a complete failure of the process, whereby a large number of parameters can be decisive. *(Georgi-Maschler 2012, Hanisch 2015, Martens 2016)*

1.1 Sorting and disassembly

Cell shapes and cell chemistries do not have a standardized design in the electric vehicle as well as in the consumer sector. This makes the automation and description of recycling processes for spent lithium-ion batteries extremely difficult, as different recycling routes are used for various cell chemistries. Mixing different battery types has a negative impact on the subsequent product quality of the secondary materials. The EU Battery Directive 2006/66/EC aims to give detailed information on battery components and cell chemistries *(European Union 2020)*. The implementation of this directive should lead to a so-called "battery passport" and enable safer handling and high-quality recycling. Current separation processes consist of different sections such as visual sorting, magnetic separation, X-ray, electromagnetic and UV-sorting. However, the automation of the processes is very difficult due to the different input parameters such as size, weight and design and therefore leads to high handling costs. Appropriate labelling of the batteries is therefore absolutely necessary and indispensable for the automation of pre-sorting and material separation. After this pre-sorting, appropriate disassembling can take place. Reusable materials such as steel, copper, aluminium, selected plastics and, in some cases, precious metals can be recovered from the housing, cable harness, cooling system or other electronic parts. This also leads to a reduction in the volume flow and the variety of materials. However, this process step is also very closely linked to intensive time and personnel expenditure, as currently every EV battery has to be disassembled manually and the material used requires special training and tools due to the high voltage range and high energy density. The choice of disassembly depth influences the further downstream recycling route, as either cells or modules are used as input for further processes. The definition of guidelines for eco-friendly battery design would therefore both simplify the automation of the dismantling process and reduce costs accordingly. *(Martens 2016, Sziegoleit 2013)*

1.2 Discharging and deactivation

Dismantling should allow easy discharging and diagnosis of the current state-of-health of the modules, as this information is essential for possible further use of the battery. Currently, there are two ways to discharge a cell on the market: On the one hand, there is the possibility of discharging with an ohmic resistor and on the other hand through the application of an electrically conductive liquid, whereby the latter variant is only used for smaller cells. Very often, deactivation by means of pyrolysis takes place instead of or in combination with discharging. Lithium-ion batteries are normally applied in a pyrolysis process before mechanical pre-treatment takes place. This leads to a deactivation of the cells mainly for safety reasons. The energy content is significantly reduced during the process in a controlled manner and the organic components are removed. In addition, halogenated substances are discharged via the exhaust gas. The removal of the organic binder results in the detachment of the active material from the copper and aluminium foils, whereby a first stage in the separation of impurities for further hydrometallurgical processing can be realised. Furthermore, the separation of organic components is the first step towards trouble-free hydrometallurgical processing of the material, as organic components in aqueous solutions lead to a deterioration in leaching efficiency and wettability of the active material. After the pyrolysis process, the batteries can be stored temporarily and mechanically processed at low risks of fire or thermal runaways. This process is carried out at 500–600 °C with a nitrogen purge to prevent the input material from burning off. The temperature can have a significant impact on process efficiency, as temperatures above 600 °C lead to aggregation and larger amounts of pyrolysis residues. In this case in particular, the exhaust gas side must be taken into account, as fluorine-containing beneze and esters from the electrolyte are found in the waste gas during the decomposition of the plastics and organic solvents. *(Rallo 2020, Gentilini 2020, Brückner 2020)*

1.3 Mechanical pre-treatment

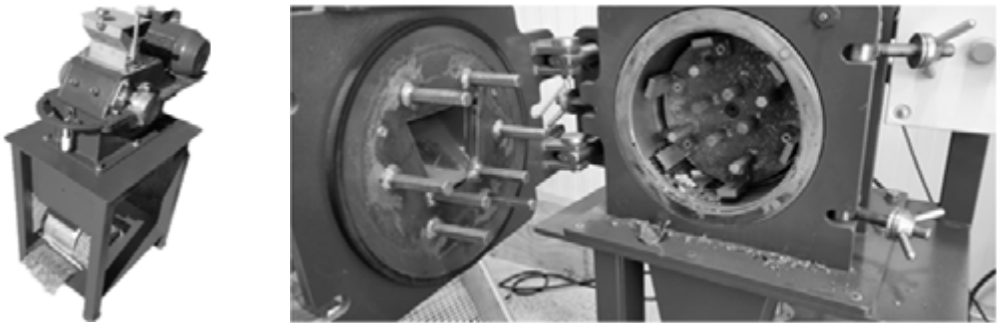
Before using the active material in metallurgical processes, a mechanical pre-treatment of the batteries is indispensable in order to be able to present an efficient process. The main task is to separate the valuable output fractions (Fe, Cu, Al) from the fine material (active material). The latter is to be further processed in downstream metallurgical processes in order to recover Li, Co, Ni, Mn and graphite. There are different approaches to mechanical comminution. Both the atmospheres (inert via N_2 purging or ambient atmosphere) and the number of process steps differ. When using two comminution steps, a slow-running (e.g. low-speed rotary mill) and subsequently a fast-running unit such as a high-speed impact mill can be used. In addition to the already mentioned aggregates, hammer mills are also frequently used in various modifications. Particularly excellent results in terms of the percentage of recovered electrode material could be achieved when using hammer crushing with a two-blade rotor crusher. When comparing dry and wet crushing methods, dry crushing, which was conducted in a two-stage process, proved to be particularly advantageous, as the electrode materials could be separated from the Al and Cu foils without overcrushing other components from the spent battery. By using a shear crusher, the metal shell could be comminuted and the electrode material recovered, while the subsequent impact crushing after an intermediate dry sieving process achieved an appropriate size reduction for further downstream metallurgical processes. *(Velázquez-Martínez 2019, Diekmann 2017, Windisch-Kern 2022)*

The comminution steps are followed by the separation of metal and foil components from the electrode material. This can also be realised by different processes. Aggregates such as magnetic separators and air classification are used for this purpose. For the subsequent screening, the mesh sizes are classically in the range of 250 µm to 2 mm, as this guarantees an almost complete separation of the foil components and the finer fractions. In the literature, some attempts can be found to selectively separate the electrode material from other components (Fe, Al, Cu), as this appears to be particularly advantageous for further hydrometallurgical processing. Viececli et al. have shown that after shredding the cells, a sieve cut at approx. 6 mm proves to be useful, as this allows the majority of the iron fraction to be separated. This is due to the fact that iron is more resistant against shredding. The second sieve cut was set at 2 mm in order to separate foil components made of copper and aluminium from the electrode material. The remaining fraction with a grain size below 2 mm contains the cathode and anode materials and can be optimally processed in hydrometallurgy. *(Vieceli 2018)*

This stage is followed by appropriate separation processes for the different fractions. Magnetic, eddy current, electrostatic, gravity separation and froth flotation can be used to classify the comminution products, which were previously only classified on the basis of their grain size. Further processing is not discussed in this publication, as the focus is primarily on the hydrometallurgical processing of the obtained fine fraction. *(Gratz 2014, Martens 2016)*

2 EXPERIMENTAL

Within the framework of the conducted tests, the discharge of spent lithium-ion batteries by means of ohmic resistance, the opening as well as the removal of the steel casing by means of sheat shears and the extraction of the battery pack were carried out. This was deactivated in a pyrolysis process at 500 °C for 5 hours. The entire battery pack was fed to the LITech HM 200 hammer mill (see Figure 1a) in its entirety. After a process time of only a few seconds at a speed of 3,000 rpm, appropriate comminution of the material was achieved. The same procedure was carried out for the LITech RM 250 rotor mill (see Figure 1b). At a speed of 3,000 rpm, the time required for the corresponding comminution was significantly increased and coarser particles remained in the rotor mill discharge.



A B

Fig. 1: Units for secondary crushing of lithium-ion batteries (a) LITech HM 200 hammer mill with serrated hammers and (b) LITech RM 250 rotor mill

The material obtained from the two comminution units was fed to a sieve with sieve sections at 4 mm, 1 mm and 500 µm. The corresponding documentation of the fractions obtained can be seen in Figure 2 exemplary for the tests with the hammer mill. The last fraction (< 500 µm) was then applied for further hydrometallurgical processing in an acid leaching and the relevant parameters were qualitatively checked. In addition, a particle size distribution of the mechanically obtained fine fraction was also determined and the separation of the electrode materials was verified using digital microscopy (Keyence VHX-7000) and scanning electron microscopy (JEOL JSM-IT300).

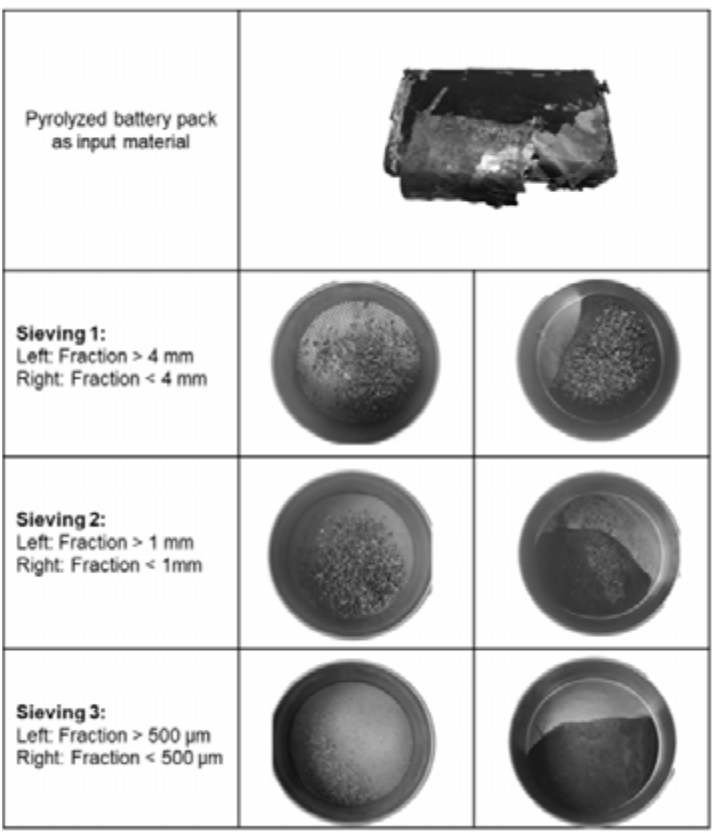


Fig. 2: Pyrolyzed battery pack and sieve sections 1-3 at 4, 2 and 0. 5 mm after crushing by the LITech hammer mill HM 200

2.1 Hydrometallurgical processing

For subsequent hydrometallurgical processes in general and for leaching in particular, several influencing factors can be defined. These include the wettability of the active material used, the potential for foam formation and the height of the foam layer formed in the reactor, the start-up and long-term behavior of the process, the flowability of the input material and also the filterability after leaching. The parameters mentioned are not a complete enumeration of the influencing variables for the process, but include the most important points for an initial consideration, especially with regard to the preceding treatment. Based on the parameters of this list and the quality of the processed electrode material, the suitability of different aggregates for crushing of the battery pack without housing is investigated in this publication. As described, a large number of possibilities and implementations can be found in the literature for the first comminution step, which mainly uses slow-running aggregates to comminute the enclosure of the cell. For the second comminution step, high-speed aggregates are frequently applied, although no optimum has yet been found here, especially in consideration of the subsequent specifications for the hydrometallurgical process. Within the scope of the research work carried out, two essential aggregates for secondary comminution could be tested. These include a LITech hammer mill (HM 200) with serrated hammers and a LITech rotor mill (RM 250). The considerations include on the one hand the effort for the actual comminution as well as the possibilities for the subsequent preparation and hydrometallurgy.

3 RESULTS AND DISCUSSION

In the following subchapters, a qualitative analysis of the tested processing steps will be conducted. Since it was already evident at this early stage of the research that the rotor mill leads to significantly longer process times and a qualitatively and already visually recognisable poorer comminution, the further evaluations will focus on those fractions from the pre-treatment with the hammer mill. In addition, when using this aggregate, large amounts of active material remain on the arrester foils. This behaviour would lead to enormous losses in the area of recycling rates.

3.1 Microscopic analysis of the obtained fractions

In order to be able to estimate the efficiency of the pre-treatment as well as possible material losses due to adhesions of the active material to cathode and anode foils, the microscopic recording is carried out in the digital as well as scanning electron microscope (see Figure 3). It can be proved that individual remnants of active material can be seen on both the cathode and the anode foil of the fraction above 4 mm, but the majority can be separated by means of comminution in the hammer mill and subsequent sieving.
Hardly any anode material can be detected on the foil components of the fraction 1–4 mm, while individual Al foil components certainly show residues of cathode material. In this case the problem of incomplete separation of the organic binder can be estimated. Optical sorting of anode and cathode arrester foils is no longer possible from a grain size of less than 1 mm. The SEM/EDS images show mixed foil sections and residues of adhering active material (see Figure 3). In the last fraction (< 0.5 mm), the majority of the active material can be detected. Furthermore, hardly any film components are detected in this fraction, making it ideally suitable for further hydrometallurgical processing. The element distribution also clearly shows the presence of a mixed oxide.

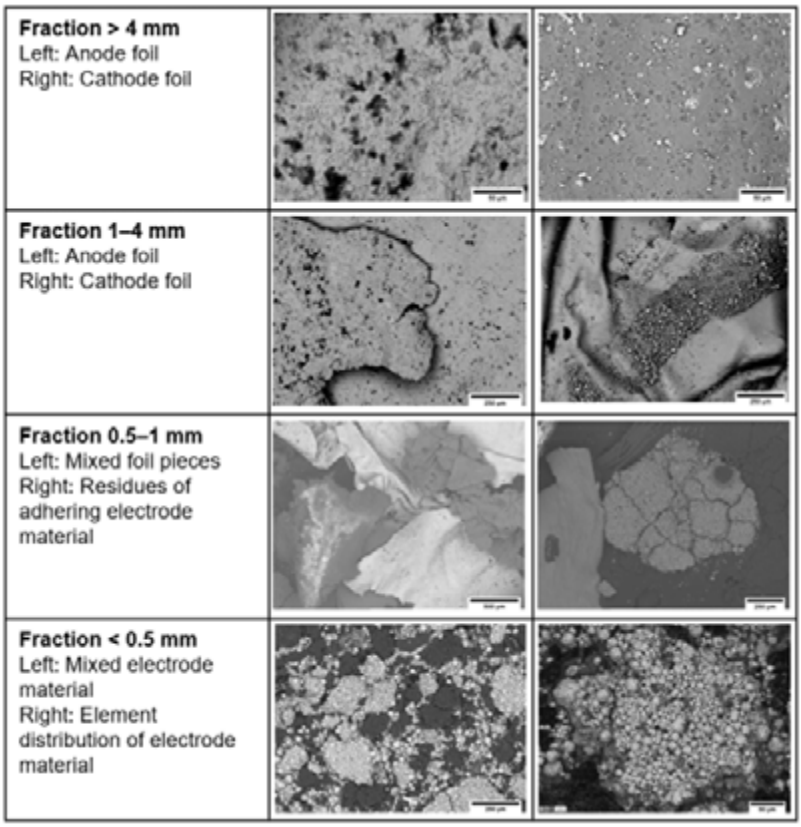


Fig. 3: SEM/EDS recordings of the fractions > 4 mm, 1–4 mm, 0.5–1 and < 0.5 mm

From this evaluation it can be concluded that a qualitatively sufficient separation of the cathode and anode material from the arrester foils is possible by processing in the hammer mill with serrated hammer due to the combined impact and shearing effect of the exposure in this unit in combination with subsequent sieving. A further consideration of the fraction from 0.5 to 1 mm is still pending, as in this case a further pre-processing step may be necessary to minimise the risk of material loss.

3.2 Sieve analysis of the obtained active material

The following section shows the evaluation of the sieve analysis carried out for the fraction of the active material obtained starting with the sieve size of 1 mm. For this analysis, an amplitude of 0.7 mm and a sieving time of 3 min were applied. The evaluation resulted in characteristic values for the Sauter diameter of d_{32}=41.99 µm and d_{50}=53 µm. Figure 4 shows the corresponding frequency distribution and the relative frequency.

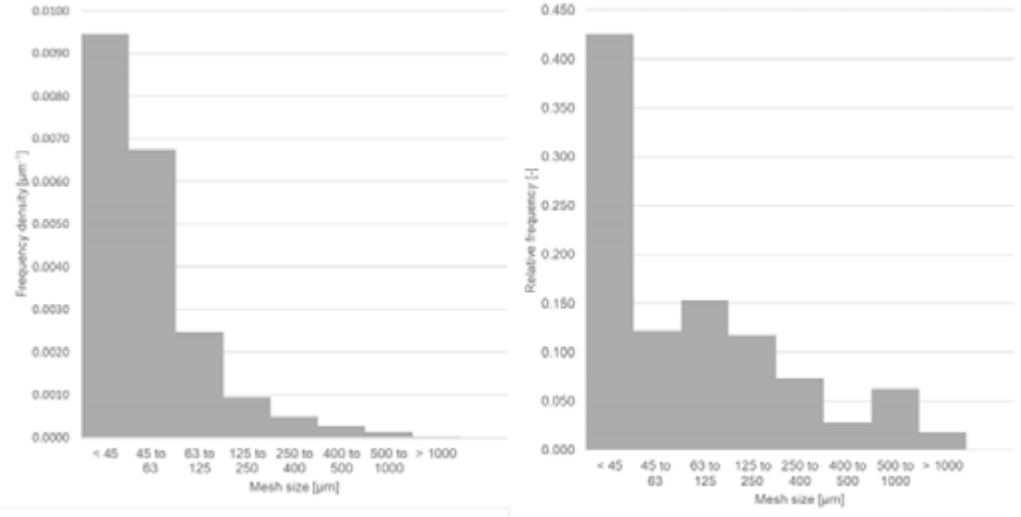


Fig. 4: Frequency distribution and relative frequency for the sieve analysis of the obtained active material

3.3 Qualitative assessment of the leaching capacity of the obtained active material

When considering the relevant criteria for leaching behaviour qualitatively, the following results can be identified for the obtained active material. The wettability can be classified as good, as only a small percentage of the particles float on the surface of the leaching solution. The corresponding measurement of foam formation showed a height of approx. 15 to 20 mm, whereby this is mainly caused by the production of gaseous CO_2 and only a few particles float up. These particles are platelet-shaped and therefore most likely represent portions of the anode material respectively graphite. This fact leads to the conclusion that the relevant parts of the active material (nickel-manganese-cobalt oxide) are sufficiently wetted and thus available for leaching. The start-up behaviour of the process shows itself to be quite reactive, but manageable through targeted temperature control. This enables the addition of the active material without having to accept a possible runaway of the reaction. This statement applies to leaching with low concentrated sulphuric acid (max. 2 molar), but also to a process with the slow addition of up to 5 vol.% H_2O_2, which is often used as an oxidizing agent in classical hydrometallurgical processes. When adding hydrogen peroxide, particular attention must be paid to the formation of foam due to the release of oxygen, as this foam building behaviour can be intensified. The stirability of the solution can be confirmed, whereby in this context solid-liquid ratios between 50 and 120 g of solid material per litre of leaching solution were checked. This parameter has so far only been verified on a small scale using a magnetic stirring plate and associated magnetic rod. If higher solid-liquid ratios are required for further processing, an external stirring could be alternatively realized. Since the active material is dry and the foil components were sufficiently separated as described, the parameter of flowability also proved to be unproblematic. In the area of subsequent filtration after leaching, the test was carried out by means of vacuum filtration, which was feasible for a defined sample quantity in a short time (< 60 seconds). This indicates that no over-comminution of the particles took place, which would lead to extremely small grains that would clog the filter materials and thus corresponding process times can be observed.

4 CONCLUSION AND SUMMARY

In summary, the comminution of spent lithium-ion batteries is a challenging discipline, especially depending on the subsequent downstream metallurgical processes. In the comminution tests for the battery pack with a previous removal of the case as well as a pyrolysis for safety reasons with rotor and hammer mills, it was shown that a combined impact and shear stress as applied by a hammer mill with serrated hammer (LITech HM 200) offers great advantages. In addition to the shorter process times for comminution, it also proved better separation of the active materials

from the foil components and thus a higher yield. The qualitative analysis of selected hydrometallurgical relevant parameters for the electrode material stream of the hammer mill showed that no over-comminution took place and that the reaction behavior can also be judged quite positively. For further tests, quantitative leaching experiments will have to be carried out in order to show possible influences of the comminution on the specific leaching efficiency of individual elements. In addition, the separation of electrode material for the grain size class 0.5–1 mm needs to be optimized with a view to avoid material losses and to recover a pure and recyclable foil fraction.

REFERENCES

Brückner, L., Frank, J., Elwert, T. (2020). Industrial Recycling of Lithium-Ion Batteries – A Critical Review of Metallurgical Process Routes. Metals 10, 1107.

Diekmann, J., Hanisch, C., Frob¨ose, L., Sch¨alicke, G., Loellhoeffel, T., F¨olster, A.-S., Kwade, A. (2017). Ecological Recycling of Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles with Focus on Mechanical Processes. J. Electrochem. Soc. 164 (1).

European Commission (2020). Regulation of the European Parliament and the Council concerning batteries and waste batteries, repealing Directive 2006/66/EC and amending regulation (EU) No2019/1020. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020PC0798.

Gentilini, L., Mossali, E., Angius, A., Colledani, M. (2020). A safety oriented decision support tool for the remanufacturing and recycling of post-use H&EVs Lithium-Ion batteries. Procedia CIRP.

Georgi-Maschler, T.; Friedrich, B.; Weyhe, R.; Heegn, H.; Rutz, M. (2012): Development of a recycling process for Li-ion batteries. Journal of Power Sources 207.

Gratz, E., Sa, Q., Apelian, D., Wang, Y., (2014). A closed loop process for recycling spent lithium ion batteries. J. Power Sources, 262.

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. Journal of Cleaner Production 108.

IEA (2022). Global EV Sales by Scenario 2020–2030. Available online: https://www.iea.org/data-and-statistics/charts/global-ev-salesby-scenario-2020-2030

Martens, H., Goldmann, D. (2016). Recyclingtechnik. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden, Deutschland.

Rallo, H., Benveniste, G., Gestoso, I., Amante, B. (2020). Economic analysis of the disassembling activities to the reuse of electric vehicles Li-ion batteries. Resour. Conserv. Recycl. 159.

Sziegoleit, H., (2013). Sortierung von Gerätebatterien. Recycling und Rohstoffe. Neuruppin, Deutschland: TK-Verlag.

Velázquez-Martínez, Valio, Santasalo-Aarnio, Reuter, Serna-Guerrero (2019). A Critical Review of Lithium-Ion Battery Recycling Processes from a Circular Economy Perspective. Batteries 5, 68.

Vieceli, N. Nogueira, C. A., Guimaraes, C. Pereira, M.F.C., Durao, F. O., Margarido, F. (2018), Hydrometallurgical recycling of lithium-ion batteries by reductive leacing with sodium metabisulphite. Waste Management, 71.

Windisch-Kern, S., Gerold, E., Nigl, T., Jandric, A., Altendorfer, M., Rutrecht, B., Scherhaufer, S., Raupenstrauch, H., Pomberger, R., Antrekowitsch, H. Part, F. (2022). Recycling chains for lithium-ion batteries: A critical examination of current challenges, opportunities and process dependencies. Waste Management 138.

Entwicklung eines pyrometallurgischen Prozesses zur Wertmetallrückgewinnung aus Li-Ionen-Batterien

A. Holzer[1], L. Wiszniewski[1], S. Windisch-Kern[1] & H. Raupenstrauch[1]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Durch die einerseits stark angestiegenen Preise von Rohstoffen wie Kobalt, Nickel und vor allem Lithiumcarbonat und anderseits durch den Versuch eine Abhängigkeit dieser Rohstoffe von Drittstaaten zu vermeiden, ist ein effizientes Recycling dieser Metalle von hoher Bedeutung für die Europäische Union und ein abfallwirtschaftlich relevantes Thema. Durch die stark variierenden Zusammensetzungen des Abfallstromes benötigt es einen effizienten und flexiblen Recyclingprozess. Dazu wurde am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik ein innovativer Reaktor zur carbo-thermischen Reduktion der Wertmetall-Oxide bei gleichzeitiger Rückgewinnung von Lithium bzw. Phosphor über die Gasphase entwickelt. Die Entwicklungsschritte sowie wesentliche Erkenntnisse durchgeführter Versuchsreihen mit Kathodenmaterial aus der Produktion und Aktivmaterial aus der Aufbereitung werden in dieser Arbeit zusammengefasst und attestieren dem Reaktordesign ein großes Potential. Ergebnisse zeigen, dass Rückgewinnungsraten von über 90% der Anfangskonzentrationen der Metalle Ni, Co und Li erreichbar sind. Zusätzlich kann die Verschlackung von Li erfolgreich verhindert werden, indem es über die Gasphase entfernt wird.

1 EINLEITUNG

Die weltweiten Ambitionen zur Eindämmung der globalen Erwärmung und Dekarbonisierung energieintensiver Wirtschaftszweige führten in den letzten Jahren zu einer exponentiell steigenden Nachfrage an Lithium-Ionen Batterien (LIB), welche sich laut Prognosen zukünftig fortsetzen wird (Thielmann et al. 2015). So unterschiedlich die Anwendungsbereiche dieser Energiespeicher sind, so unterschiedlich sind auch die dafür notwendigen Voraussetzungen und entsprechend deren chemischer und physikalischer Aufbau. Daraus resultiert nach Ende der Nutzung ein in seiner Zusammensetzung stark fluktuierender Abfallstrom, welcher im Sinne einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft einem Prozess zuzuführen ist, der die Rückgewinnungsraten aller darin enthaltenen Wertstoffe maximiert. Als Flaschenhals hat sich dabei die Wertmetallrückgewinnung aus dem Aktivmaterial, ein Zwischenprodukt welches nach der Zerlegung und Deaktivierung der Batterien aus Aufbereitungsverfahren übrigbleibt, und hauptsächlich aus Kathoden- und Anodenmaterial besteht, herausgestellt. Zur Behandlung des genannten Aktivmaterials werden in der Prozessentwicklung die Ansätze eines pyrometallurgischen und/oder hydrometallurgischen Verfahrensschrittes verfolgt. Am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben wurde dahingehend das sogenannte InduRed Verfahren entwickelt, welches auf dem Prinzip der pyrometallurgischen Behandlung des Aktivmaterials beruht. Dabei ist hervorzuheben, dass sich dieser Prozess von den am Markt verfügbaren Prozessen insofern abgrenzt, als dass Lithium über den Gasstrom zurückgewonnen werden kann und nicht wie aktuell vorherrschend verschlackt wird. Dies ist von besonderer Bedeutung, da laut dem Ende 2020 veröffentlichtem Vorschlag zur Änderung der EU-Direktive 2006/66/EC und der abgeänderten Version No. 2019/1020 zur Regulierung für Batterien und verbrauchten Batterien, zukünftig u.a. Rückgewinnungsraten bei entsorgten Lithium-Ionen-Batterien für Lithium (Li), Nickel (Ni), Kobalt (Co) und Kupfer (Cu) vorgeschrieben werden. Neben einer Gesamt-Recyclingeffizienz von 65% bis 2025 bzw. 70% bis 2030 sollen für Lithium Rückgewinnungsraten von 35% bis 2025 bzw. 70% bis 2030 erzielt werden. Die restlichen zuvor erwähnten Elemente werden mit 90% bis 2025 bzw. 95% bis 2030 beziffert. Dies stellt selbstredend die gesamte Recyclingbranche vor eine immense Aufgabe und verlangt einen massiven Forschungsaufwand, um Gesamtprozesse zu entwickeln, die diesen Vorgaben gerecht werden.

2 PROZESSENTWICKLUNG

Dieser Beitrag soll einen Einblick in den Entwicklungsprozess der pyrometallurgischen Technologie des Lehrstuhls für Thermoprozesstechnik von der Grundlagenforschung bis zum Einsatz von Aktivmaterial aus einem Aufbereitungsprozess in der von (Holzer, 2019) beschriebenen InduMelt-Anlage geben. Die InduMelt, eine diskontinuierlich betriebene Versuchsanlage im Labormaßstab, besteht aus einem induktiv beheizten Tiegel mit Grafitwürfelschüttung als Suszeptormaterial und bietet den Vorteil einer äußerst homogenen radialen Temperaturverteilung. Hierbei sei erwähnt, dass das Suszeptormaterial lediglich für den Wärmeeintrag dient und nicht an der Reduktionsreaktion der Metalloxide teilnimmt. Durch die hohen Temperaturen kommt es zur Ausbildung eines dünnen Schmelzfilms des eingesetzten Materials, welcher über die Grafitwürfel fließt und somit sehr kurze Diffusionswege und -zeiten ermöglicht, um unerwünschte Reaktionen zwischen z.B. Lithium und einer möglichen Schlackenphase zu vermeiden. Als besondere Herausforderung zu Beginn der Forschungsaktivitäten hat sich die kaum vorhandene Datenverfügbarkeit in der Literatur zum Verhalten der unterschiedlichen kommerziell genutzten Kathodenmaterialien im Hochtemperaturbereich unter reduzierenden Bedingungen dargestellt. Dahingehend wurden in den letzten Jahren intensive Forschungstätigkeiten am Lehrstuhl betrieben und die gewonnenen Erkenntnisse bei der sukzessiven Entwicklung des Prozesses eingesetzt. Auch anlagentechnische Fragestellungen und Modifikationen des eingesetzten Materials standen im Fokus der Forschungsbestrebungen.

Eine mögliche grundsätzliche Eignung des InduRed-Reaktorprinzips stellte den Grundstein aller Überlegungen dar. Um eine effiziente Rückführung der Wertmetalle aus Aktivmaterial (AM) von LIB in eine geschlossene Kreislaufwirtschaft zu ermöglichen wurde ein Vorversuch mit recyceltem AM aus einem Aufbereitungsprozess ohne Additive in der InduMelt Anlage durchgeführt. Beim eingesetzten AM handelt es sich dabei überwiegend um Kathodenmaterial aus NCA. Die Analysen der gewonnenen Fraktionen haben vielversprechende Ausbringungsraten von z.B. über 85% Lithium ergeben. Aus diesen Erkenntnissen resultiert die Annahme einer Eignung des Reaktorkonzeptes zur Entfernung von Lithium oder Phosphor über die Gasphase bei paralleler Rückgewinnung einer Metalllegierung aus den enthaltenen Wertmetallen wie Ni und Co. Um das vom Reaktorkonzept verlangte Schmelzverhalten des Aktivmaterials mit unterschiedlichen Zusammensetzungen und Additiven (B2 = CaO/SiO_2 =1 und $CaO\text{-}SiO_2\text{-}FeO$) zu untersuchen, wurden zusätzlich Versuche in einem optischen Dilatometer (Hesse Instruments EM 201 mit einer Brennkammer HR18-1750/30) in Inertgas-Atmosphäre durchgeführt. Aus den Aufzeichnungen konnte Wissen über Erweichungspunkt, Blähverhalten oder Veränderung der Querschnittsfläche bei Hochtemperaturanwendungen bis ca. 1600°C generiert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass bei keinem der Versuche mit dem Aktivmaterial aus dem Aufbereitungsprozess eine Überführung in eine schmelzflüssige Phase unter inerter Atmosphäre möglich war. Ein möglicher Grund dafür könnte in dem hohen Anteil an Kohlenstoff (C) von ca. 30 m.% zu finden sein. Dieser sollte zwar grundsätzlich unter den gegebenen Bedingungen als Reduktionsmittel dienen, jedoch konnte der Überschuss – der zur vollständigen Reduktion der Metalloxide stöchiometrisch notwendige Gehalt liegt bei ca. 10 m.% C - nicht verwertet werden und wirkt in weiterer Folge sogar der Ausbildung einer Schmelze entgegen. Darüber hinaus hat die Zugabe der Additive zu keinen nennenswerten Veränderungen der Schmelzeigenschaften des Aktivmaterials geführt (Holzer, 2019).
Nachdem zu Beginn der Untersuchungen nicht bekannt war, welchen Einfluss Begleitelemente oder Kohlenstoff auf das Schmelzverhalten in den Aktivmaterialzusammensetzungen zeigen, wurden stattdessen Erhitzungsversuche mit Kathodenmaterialein aus der Batterieproduktion und separat beigefügter Begleitelemente in einem Dilatometer durchgeführt. Dazu wurden ca. 0.1 g der Kathodenmaterialien auf dünne Aluminiumoxidplättchen gepresst. Die Testreihe in dem Dilatometer wurde mit reinen Kathodenmaterialien mit und ohne Zugabe von C bestanden. Da in Zukunft mit einem Abfallstrom aus einer variablen Zusammensetzung unterschiedlicher Kathodenmaterialien gerechnet werden kann, wurden Mischungen mit unterschiedlichen Konzentrationen aus NMC und NCA ebenfalls untersucht. In Abbildung 1 kann die relative Querschnittsfläche der analysierten Proben im Verhältnis zu deren Ausgangswerten beobachtet werden. Damit kann gezeigt werden, bei welchen Temperaturen Veränderungen im Material auftreten. (Windisch-Kern et al. 2021a)

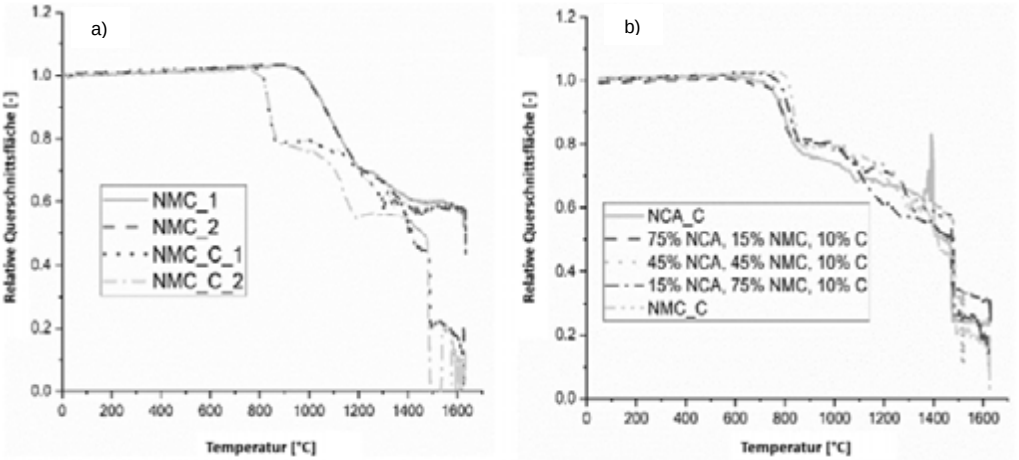


Abb. 1: Erhitzungsmikroskopversuche: (a) Vergleich der Querschnittsfläche von NMC mit und ohne Kohlenstoffzusatz (10 m.%); (b) Vergleich der Querschnittsfläche verschiedener Mischungen von NMC und NCA, jeweils mit Kohlenstoffzusatz (Windisch-Kern et. al 2021a)

Aufgrund ähnlicher Strukturen zu dem Aktivmaterial LCO, dessen Reaktionsmechanismen von (Mao et al. 2018) erprobt wurden, wird davon ausgegangen, dass die Veränderungen in Experimenten ohne Kohlenstoffzusatz durch thermische Zersetzung der Lithiummetalloxide verursacht werden. Im Unterschied dazu geht man davon aus, dass in Experimenten mit Kohlenstoffzusatz Reduktionsreaktionen mit Li_2O-Bildung zu den beobachteten Veränderungen führen.
Mittels thermodynamischer Simulationssoftware wie FactSage oder HSC Chemistry sollte vor weiteren praktischen Versuchsreihen der Einfluss von Kohlenstoff bzw. unterschiedlicher Additive überprüft und simuliert werden, um die Anzahl praktischer Versuche zu reduzieren und optimierte Zusammensetzungen anschließend zu identifizieren. Aufgrund fehlender Datenbanken zu den LIB Materialien musste dieser logische Gedankenschritt jedoch verworfen werden und auf die Durchführung weiterer praktischer Versuche zurückgegriffen werden.
Um die Aussagekraft über den Einsatz unterschiedlicher Kathodenmaterialien in der InduMelt Anlage zu erhöhen, wurden neben dem Kathodenmaterial NCA und NMC auch die Kathodenmaterialien LCO und LFP in weiteren Versuchen behandelt. Dabei wurde eine Analyse des Reinmaterials ohne Additive sowie mit und ohne Zugabe von Kohlenstoff mittels TGA/DSC und Erhitzungsmikroskop auf deren jeweiliges Hochtemperaturverhalten durchgeführt. Zunächst konnte mittels Erhitzungsmikroskopversuchen bei 1620°C gezeigt werden, dass durch Zugabe von 10 m.% C erste Veränderungen in der Querschnittsfläche der Proben bei bereits 800°C eingetreten sind. Bei Proben ohne Zugabe von C konnten diese Veränderungen erst bei Temperaturen ab ca. 1000°C beobachtet werden. Daraus lässt sich schließen, dass es zu Reaktionen zwischen dem beigemengten C und dem Kathodenmaterial gekommen ist. Da die Proben mit C Zugabe nach den Erhitzungsversuchen alle magnetisch waren, kann von einer partiellen Reduktion der Metalloxide ausgegangen werden (Windisch-Kern et al. 2021a). Um zu verifizieren, ob die beobachtete anfängliche Abnahme der Querschnittsfläche tatsächlich durch die auftretenden Reduktionsreaktionen verursacht wurde, wurden Versuche mittels TGA durchgeführt. Mit diesen thermogravimetrischen Versuchsreihen konnte festgestellt werden, dass es bei Zugabe von Kohlenstoff zu einer Massenreduktion von 10-25% bei Temperaturen von 1000-1200°C für NCA, NMC und LCO, sowie in einer Temperaturbandbreite von 1200-1400°C bei LFP kam. Vergleichsweise ist es praktisch zu keiner Massenreduktion der Kathodenmaterialien ohne Zugabe von Kohlenstoff gekommen. Damit kann davon ausgegangen werden, dass für die vom InduRed Verfahren verlangte Ausbildung einer schmelzflüssigen Phase ein bestimmter Anteil an C oder alternatives Reduktionsmittel notwendig ist.
Darüber hinaus konnte eine deutliche Reaktion (Blaufärbung) zwischen der reduzierten Metallphase und dem Al_2O_3 Plättchen festgestellt werden. Dies kann auf eine Bildung von Cobaltaluminaten ($CoAl_2O_4$) rückgeführt werden. Auch in Versuchen der InduMelt Anlage mit den Kathodenmaterialien NCA und NMC, mit jeweils 10 m.% beigemengtem C, konnten diese Reaktionen

beobachtet werden. Da es zu einem deutlichen Verschleiß des Tiegelmaterials geführt hat, wurde der Einsatz von Al_2O_3 als bewährtes Reaktormaterial durch Magnesiumoxid (MgO) ersetzt (Windisch-Kern et al. 2021b, Holzer et al. 2021). Um einen Vergleich zwischen den Tiegelmaterialien Al_2O_3 und MgO herzustellen wurden in anschließenden Versuchsreihen das Aktivmaterial LCO, NCA und NMC mit beigemengten C in den jeweiligen Reaktortypen untersucht. Zusätzlich wurde der Einfluss, der in Abbildung 2 veranschaulichten unterschiedlichen Bauweisen (a) und (b), auf deren jeweiligen Eignung, Lithium in die Gasphase zu transferieren analysiert, und auf die erreichten Ausbringungsraten der einzelnen Elemente untersucht.

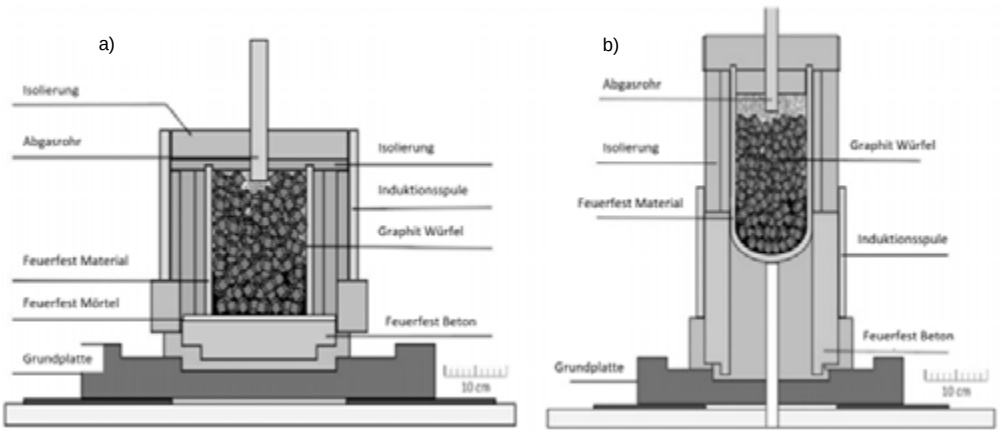


Abb. 2: Vergleich der Designvarianten der InduMelt Anlage; (a) Al_2O_3 Tiegel, (b) MgO Tiegel (Holzer et al. 2021)

Reaktordesign (a) besteht aus einem Al_2O_3 Ring mit einem Durchmesser von 20 cm, hochtemperaturbeständigem Mörtel aus Al_2O_3 und einem Feuerfestbeton als Bodenplatte, welcher mit Grafitwürfeln gefüllt ist. Design (b) besteht aus einem zylindrischen Tiegel aus MgO mit einem halbbogenförmigen Boden, ebenfalls gefüllt mit Graphitwürfeln. Durch die zentrale Platzierung des Tiegels auf einem Feuerfestbeton war lediglich der unterste Teil des Tiegels dem Induktionsfeld der Magnetspulen ausgesetzt. Um einen Wärmeverlust und das Eindringen von Falschluft so gut es geht zu vermeiden wurde der gesamte Tiegel gedämmt (Holzer et al. 2021).

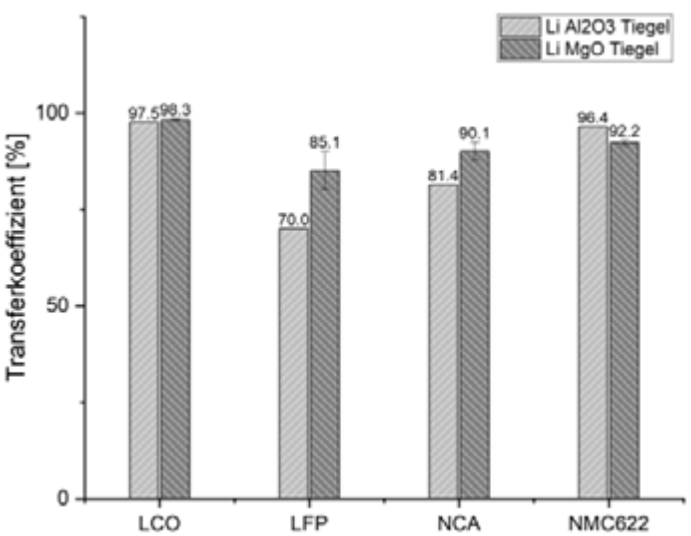


Abb. 3: Li-Entfernung (Transferkoeffizient) aus den Feststofffraktionen in Versuchen im Al_2O_3- und MgO-Tiegel (Holzer et al. 2022b)

Aufgrund des stark unterschiedlichen Verhaltens und der physikalischen Struktur von LFP zu LCO, NCA und NMC (Olivin- vs. Schichtstruktur), wurde in einem weiteren Versuch auch LFP in Al_2O_3 und MgO Tiegeln untersucht. In Abbildung 3 kann die Ausbringungsrate von Lithium in den unterschiedlichen Reaktordesigns veranschaulicht werden (Holzer et al. 2022b).
Während die Ergebnisse für die Entfernung von Li für LCO und NMC622 bei über 90% liegen und für beide Reaktordesigns ähnliche Werte aufweisen, weichen die Ergebnisse für LFP und NCA um mehrere Prozentpunkte voneinander ab. Bei den letztgenannten Kathodenmaterialien zeigt sich jedoch ein positiver Trend zu noch höheren Abscheideraten mittels MgO Tiegel, was insbesondere für die Weiterentwicklung des Reaktordesigns in Richtung eines kontinuierlichen Prozesses interessant ist.
In einem weiteren Schritt wurde der Einfluss von in AM vorhandenen Störstoffen auf das Schmelzverhalten der Kathodenmaterialien LCO, LFP, NCA und NMC622 untersucht. Dazu wurde eine Serie von Untersuchungen mittels Erhitzungsmikroskop mit unterschiedlichen Konzentrationen an Aluminium (Al) und Cu, welche als Elektrodenableiterfolien der Batterien dienen, durchgeführt. Wie in Holzer et al. (2022a) beschrieben wurde zuerst das Reinmaterial mit den zuvor erwähnten Störstoffen mit unterschiedlichen Konzentrationen auf deren Schmelzverhalten analysiert. Anschließend wurden anhand von 26 Versuchen die maximale Konzentration der einzelnen Störstoffe untersucht. Dadurch war es möglich Raster und Systemgrenzen für das Schmelzverhalten bei gegebenen Konzentrationen zu erstellen. In Abbildung 4 werden die Ergebnisse der Versuche anhand eines 3-D Modells dargestellt. In diesem werden die Querschnittsveränderungen des Aktivmaterials NMC622 mit unterschiedlichen Konzentrationen der oben genannten Störstoffe dargestellt.

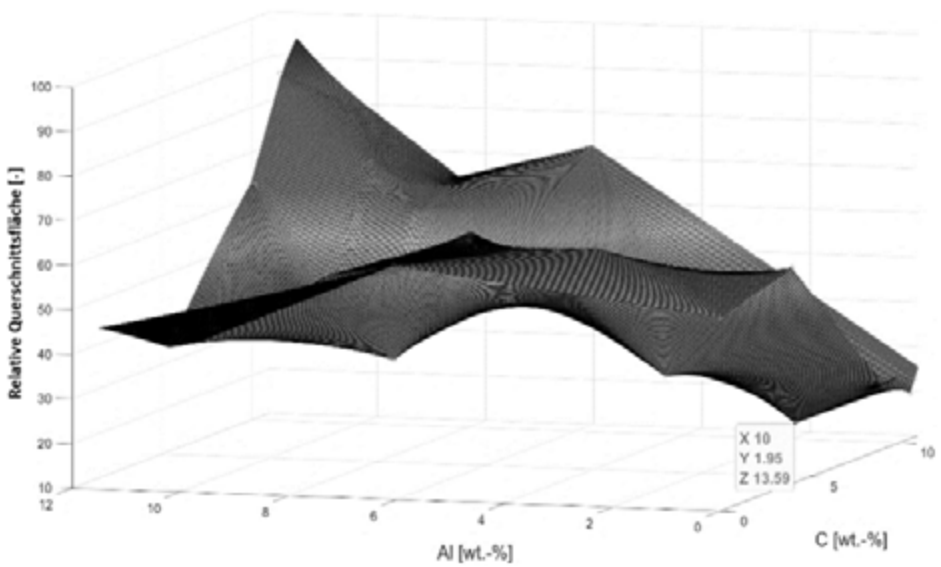


Abb. 4: 3-D-Mesh-Plot der gemessenen Punkte (Mischungen aus NMC622 mit/ohne Al oder C) in einem Dilatometer als Funktion der bei 1550°C erfassten Querschnittsfläche (Holzer et al. 2022a)

Ein absolutes Minimum von 13.59% kann bei einer Al-Konzentration von 1,95 m.% und einer C-Konzentration von 10 m.% festgestellt werden. Unter Berücksichtigung der stark reduzierenden Atmosphäre der InduMelt Anlage und damit einhergehender Umwandlungsreaktion zu CO anstatt CO_2, wie im Erhitzungsmikroskop, würde dies einen Gehalt von 18,20 m.% C bedeuten. Darüber hinaus konnte aufgezeigt werden, dass es einen Übergangsbereich aus einem leicht schmelzenden Anteil bis zu einem minimal schmelzenden Anteil in Bereichen zwischen 36,6% und 53,3% Querschnittsfläche gibt. Über den genannten 53.3% konnte keine durchgehende Schmelze erzeugt werden. Demnach sollten Mischungsverhältnisse im Bereich kleiner 36,6% gewählt wer-

den. Mit Hilfe dieses Plots kann in Zukunft schnell und einfach abgewogen werden, ob zu recycelndes AM für den Einsatz in der InduMelt Anlage geeignet ist, oder ob weitere Vorbehandlungsschritte notwendig sind.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die veranschaulichten Versuchsreihen haben gezeigt, dass der carbo-thermische Recyclingansatz für die Rückgewinnung von Wertmetallen aus Lithium-Ionen Batterien eine vielversprechende Technologie darstellt. Aufgrund steigender Rohstoffpreise der Wertmetalle, insbesondere von Lithiumcarbonat, ist das vorgestellte induktiv beheizte Reaktorkonzept InduRed ein aussichtsreicher Zwischenschritt in einem effizienten Gesamtkonzept um die geforderten Recyclingquoten der EU in Zukunft zu erfüllen und in weiterer Folge die Importabhängigkeit zu verringern. Basierend auf den präsentierten Ergebnissen sind zukünftig intensive Forschungsaktivitäten zur Prozessweiterentwicklung notwendig. Eine wesentliche Herausforderung besteht darin, das im Batch betriebene Verfahren in einen kontinuierlichen Betrieb zu überführen und für die generierten Produkte geeignete Nachbehandlungsschritte zu identifizieren. Daraus lässt sich erkennen, dass die Entwicklung eines einzelnen Verfahrensschrittes immer in Abstimmung und Einklang mit vor- und nachgeschalteten Prozessschritten gebracht werden muss. Durch Forschungskooperationen mit Industrie und Wirtschaft und Großprojekten, wie dem im Juli 2022 gestarteten COMET Modul FuLIBatteR, soll der gesamtheitliche Faktor in der Prozessentwicklung für ein effizientes Recycling von LIB berücksichtigt werden. Dadurch können innovativen Konzepten, wie dem InduRed Verfahren, die Möglichkeit geboten werden, auf die für die Industrie benötigte Größe hochskaliert zu werden.

4 DANKSAGUNG

Diese Veröffentlichung wurde von den Zukunftsfonds Steiermark mit Fördergeldern des Landes Steiermark gefördert, Fördernummer GZ: ABT08-189002/2020 PN:1305.

LITERATUR

Holzer, A. (2019): Pyrometallurgisches Recycling von Aktivmaterial aus der Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batterien in einem induktiv beheizten Schüttschichtreaktor; Masterarbeit.

Holzer, A.; Baldauf, M.; Windisch-Kern, S.; Wiszniewski, L.; Raupenstrauch, H. (2022a): New Insights into the Influence of Impurities on the High-Temperature Behavior of the Lithium-Ion Battery Cathode Material NMC under Reducing Conditions for Use in the InduRed Process. Montanuniversitaet Leoben, Leoben; (in review)

Holzer, A.; Windisch-Kern, S.; Ponak, C.; Raupenstrauch, H. (2021): A Novel Pyrometallurgical Recycling Process for Lithium-Ion Batteries and Its Application to the Recycling of LCO and LFP. In: *Metals* 11 (1), S. 149. DOI: 10.3390/met11010149.

Holzer, A.; Wiszniewski, L.; Windisch-Kern, S.; Raupenstrauch, H. (2022b): Efficient recovery of valuable metals from commercially used lithium-ion-battery cathode materials LCO, NCA, NMC622, and LFP in a pyrometallurgical process. Montanuniversitaet Leoben, Leoben; (in review)

Mao, J.; Li, J.; Xu, Z. (2018): Coupling reactions and collapsing model in the roasting process of recycling metals from LiCoO2 batteries. In: *Journal of Cleaner Production* 205, S. 923–929. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.09.098.

Thielmann, A.; Sauer, A.; Wietschel, M. (2015): Gesamt-Roadmap Lithium-Ionen-Batterien 2030. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Karlsruhe

Windisch-Kern, S.; Holzer, A.; Ponak, C.; Hochsteiner, T.; Raupenstrauch, H. (2021a): Thermal analysis of lithium ion battery cathode materials for the development of a novel pyrometallurgical recycling approach. In: *Carbon Resources Conversion* 4, S. 184–189. DOI: 10.1016/j.crcon.2021.04.005.

Windisch-Kern, S.; Holzer, A.; Wiszniewski, L.; Raupenstrauch, H. (2021b): Investigation of Potential Recovery Rates of Nickel, Manganese, Cobalt, and Particularly Lithium from NMC-Type Cathode Materials (LiNixMnyCozO2) by Carbo-Thermal Reduction in an Inductively Heated Carbon Bed Reactor. In: *Metals* 11 (11), S. 1844. DOI: 10.3390/met11111844.

The Use of Textile Waste for Fibre-Reinforced Geopolymer Composite Production

M. Ambrus[1] & G. Mucsi[1]
[1)] University of Miskolc, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary

ABSTRACT: Various synthetic and natural materials are applicable as fibre-reinforcement in both cementitious mixtures and geopolymers, such as steel, different polymeric, basalt, hemp, cotton, sisal fibres, etc. During the experiments, textile wastes made from various raw materials were processed and added to a fly ash-based geopolymer mixture as fibre reinforcement. Two-step comminution was applied to the textiles using a rotary shear shredder and a vertical cutting mill with Ø10 mm bottom sieve to produce fibres. The flexural strength values increased with the fibre addition, with over 100% after the addition of 5 m/m% textile fibres. In case of the uniaxial compressive strength, the values decreased compared to the original geopolymer mixture – without fibres. The number of microcracks decreased when fibres were added to the geopolymer matrix and the geopolymer could form a coating layer on the fibres.

1 INTRODUCTION

The textile industry is among the top largest industries in the world, as the demand for new products proportionally increases with population growth. In 2014, 90.8 million tons of textile fibres have been produced which is expected to exceed 100 million tons by 2025. Many different types of fibres can be used for textile production, such as cotton, hemp, nylon, polyester, however, the application of synthetic fibres had become more common compared to natural fibres in the recent years (Pensupa et al. 2017). In the EU, 42% of all the EU-made clothes were produced in Italy, 25% of all EU technical textiles were made in Germany, and over 29% of the European carpets were produced in Belgium in 2016 (Interreg Central Europe 2017).
In case of the waste management related to the textile industry, the clothing sector in particular, only 1% of the textiles is reused in the original form and 13% is recycled, generally for the production of other clothing material. Approximately another 13% is used in other industries, for example as rags or filler material, but 73% of textiles are landfilled or sent for energy recovery (Interreg Central Europe 2017). To decrease the quantity of landfilled and combustion of textiles, fibre production and application as fibre reinforcement may be a viable option.
Geopolymers can be considered as green, more environmentally friendly cement alternatives. One of the reasons is that with the use of geopolymer, the CO_2 emission of cement production can be suppressed. Furthermore, many industrial wastes can be utilised as base material for geopolymerization, decreasing the need for landfills and possible health and environmental hazards related to inappropriate storage or failure in the storage structures. Geopolymers can be used as concrete substitute, binder or coating material for various industrial applications. Due to the rigid nature of the geopolymer matrix, various fibres are examined for fibre reinforcement, such as steel, polymers, basalt, and numerous natural fibres (Ranjbar & Zhang 2020, Kalinkin et al. 2020, Noushini et al. 2018, Yang et al. 2021, Mucsi et al. 2018, Szabó 2019, Mucsi et al. 2019, Géber et al. 2019).
In the article, the possible application of waste textile fibres for the production of fly ash-based fibre-reinforced geopolymer composite was examined.

2 MATERIALS AND METHODS

The fly ash (FA) used for the geopolymer experiments was a deposited brown coal FA with 2.63% loss on ignition and 14.32% moisture content. Based on the oxidic composition, it is a Class F FA, with the $SiO_2 + Al_2O_3 + Fe_2O_3$ content reaching 87.61%. To increase the reactivity of the FA, it was ground in a steel laboratory ball mill, using ~ 36 kg steel balls with up to 40 mm ball

diameter. The milling parameters were the following: 0.3 ball filling ratio, 1.1 material filling ratio, 30 min milling time at 70 rpm. The frequency and particle size distribution of the raw and ground FAs were measured with a HORIBA LA950-V2 laser particle size analyser and are illustrated in Fig. 1. The characteristic particle sizes x_{10}, x_{50} and x_{90} decreased from the original 25.38 µm, 94.20 µm and 208.41 µm to 7.06 µm, 21.41 µm and 65.86 µm, respectively. The modes of the particle frequency curves significantly changed after grinding, resulting in a bimodal distribution for the ground FA. The geometric specific surface area showed an approximately 3× increase from 648 cm^2/g to 1834 cm^2/g.

Tab. 1: Main oxides in the FA

Component	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	K_2O	MgO	Na_2O	TiO_2
% in sample	57.9	23.9	5.81	2.23	1.37	1.18	0.95	0.51

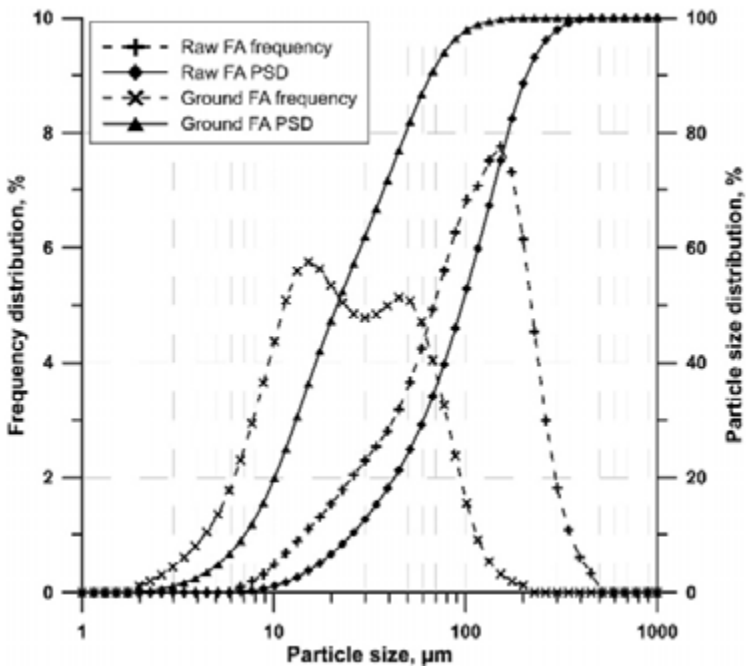


Fig. 1: The frequency and particle size distribution of the raw and ground FAs

The original textiles were comminuted in two steps to produce fibres. First, an axial rotary shear shredder was applied to cut the large textile pieces to appropriate size for the feed of a vertical laboratory cutting mill used in the second comminution step. A 10 mm bottom sieve was placed in the cutting mill, thus, the resulting particle size of the textile fibres was below 10 mm.
For the structural analysis of the textiles and the geopolymers a Jasco FT-IR 4200 Fourier-transform infrared spectrometer was used with a diamond ATR in reflection mode. The spectra were recorded between 400-4000 cm^{-1}, the resolution was 4 cm^{-1} and the spectra were baseline corrected. As it is illustrated in Fig. 2, five main textile types could be identified in the bulk sample based on the database of ATR-FT-IR spectra for various materials (Institute of Chemistry University of Tartu 2022).

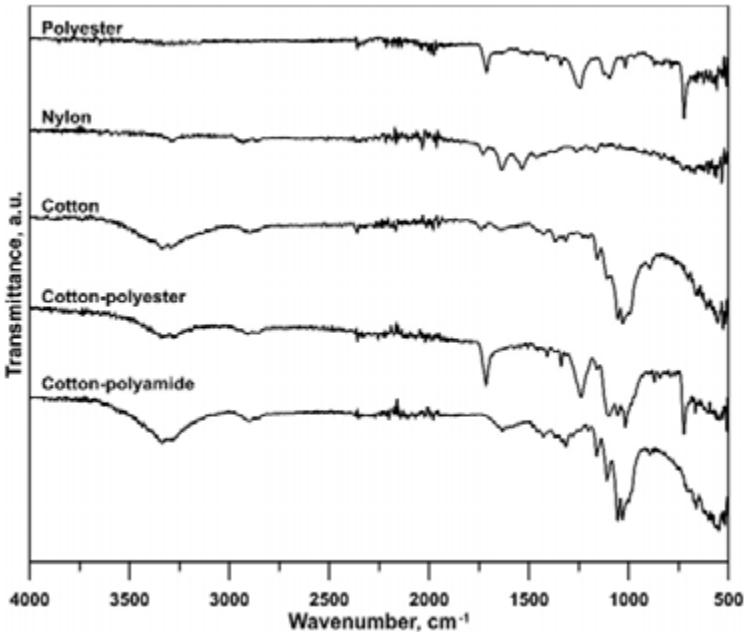


Fig. 2: The FT-IR spectra of the main waste textile types

For geopolymer production, the solid to liquid ratio (S/L) was 55/45, using a mixture of 25 wt.% 12 M NaOH solution and 75 wt.% waterglass as activator solution. The composition of the waterglass is 27.5% SiO_2, 8.3% Na_2O and 64.3% H_2O. After mixing the activator solution, the textiles then the FA were added to the solution and mixed for 2 min with a laboratory mixer. The geopolymer paste was poured into 40×40×160 mm moulds and compacted on a vibratory table for 1 min. After 1 day of aging, the heat treatment lasted for 6 h at 60°C. The strength measurements were carried out with the 7-day-old specimens. The examined waste textile contents were 0, 1, 3 and 5 wt.%, in relation to the solid content.
For the fracture surface analysis of the geopolymers a Phenom ProX electron microscope was used, equipped with an EDS detector. The applied accelerating voltage was 10 kV, the spectrum collection time for the point analysis was 60 s.

3 RESULTS AND DISCUSSION

The flexural and uniaxial compressive strength, and the specimen density values if the fibre reinforced geopolymers can be seen in Fig. 3. With the addition of only 1 wt.% textile fibre, the flexural strength was increased with 13%, and the fibre inclusion could be described with Equation 1, with R^2=0.98. The flexural strength continuously increased with the textile fibres, reaching 3.23 MPa, indicating the positive effect of fibres in the rigid geopolymer matrix.

$$y = x^{0.3924} \times 1.7785 \quad (1)$$

On the other hand, the changes in the uniaxial compressive strength showed an initial decreasing tendency, lowering from 5.26 MPa to 4.21 MPa with 3 wt.% fibres. However, further raising the fibre content slightly increased the compressive strength with ~6%. The decrease in compressive strength for fibre reinforced geopolymers is a commonly observed behaviour. It can be explained by either the reduced amount of dense geopolymer gel in the structure, or the increased pore volume between the higher number of fibres.

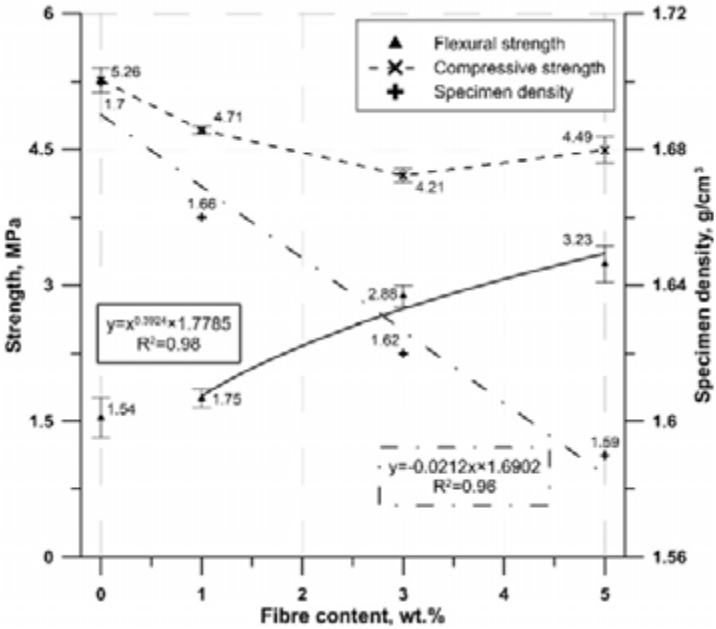


Fig. 3: The strength values and specimen densities of the geopolymers

Regarding the specimen densities of the geopolymers, a linear decreasing trend (Equation 2) could be observed with the higher textile fibre content with R^2=0.96. The density of the FA was measured to be 2.20 g/cm^3, while the density of cotton and the identified polymer species is generally between 1.1-1.6 g/cm^3 (Misnon et al. 2013, German et al. 2006). Thus, the decrease in specimen density can be interpreted as the gradual change in the densities of the added base materials, the lower density fibres replacing the higher density FA in the mixture.

$$y = 0.0212x \times 1.6902 \quad (2)$$

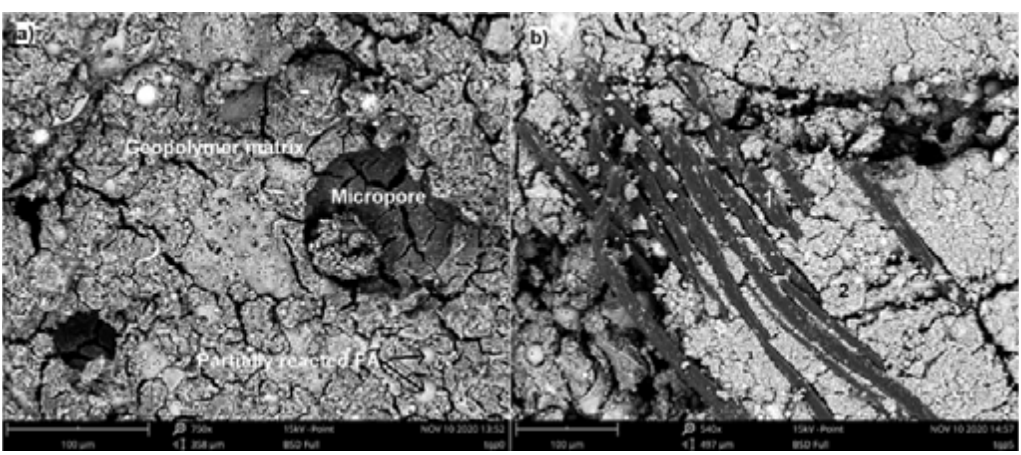


Fig. 4: SEM images of the geopolymer a) without fibres and b) with 3 wt.% fibres

The SEM image of the geopolymer specimen without fibre addition (Fig. 4.a) indicates a heterogeneous porous structure with partially reacted or unreacted FA particles can be seen in the matrix. Several microcracks can be observed on the surface due to the load applied during the compressive strength measurement. The SEM images of the fibre reinforced specimens (Fig. 4.b) showed similar properties, such as decreased amount of microcracks, the fibres preventing the

geopolymers from collapsing due to their integration into the matrix, and fragments of the geopolymer gel still adhered to the fibre surface. According to the EDS analysis of the geopolymer gel and the fibre (Tab.2.), it can be observed that the elements related to the geopolymer (Spot 2) composition are in accordance with the base materials, indicating the aluminate and silicate network equilibrated by the alkali ions of the FA and high amount of Na from the activator solution. In case of the fibre analysis, high amount of Si, C and O was found. The main components of cotton and the various polymers are C, O and H, but hydrogen is not displayed in the composition due to the inability of the equipment to measure H content. The rest of the elements identified could suggest the remains of the geopolymer matrix on the fibre surface and the activator solution absorbed by the textile during the mixing process.

Tab. 2: The results of the elemental analyses from Fig. 4.b)

Spot 1		Spot 2	
Element	wt.%	Element	wt.%
Si	33.13	O	46.50
C	23.17	Si	32.32
O	21.32	Na	6.85
Al	10.53	Al	6.66
Fe	4.72	Fe	3.85
Na	4.15	Ca	2.33
K	1.23	K	1.13
Mg	1.05	Mg	0.35
Ca	0.71		

Finally, the FT-IR spectra of the geopolymers were recorded to characterise the specimens (Fig. 5.). The bands for the stretching vibrations of the O–H and H–O–H at 3300 and 2300 cm^{-1}, and the bending vibration of H–O–H at 1650 cm^{-1} are the result of the water absorbed or trapped in the geopolymer framework. At 1430 cm^{-1}, the stretching vibration of the O–C–O bonds can be seen which is related to the atmospheric carbonation of the alkaline aqueous solution, developing sodium bicarbonate and hydrocarbonate. The main band with the highest intensity is between 990-1020 cm^{-1}, indicating the asymmetric starching vibrations of Si–O–Si and Si–O–Al bonds in the system that is a result of the formation of the amorphous aluminosilicate gel phase of the geopolymer (Panias et al. 2007, Kalinkin et al. 2020). The peaks related to the different textile fibres could not be identified in the spectra, either because of the low quantity applied in the mixtures, or due to the interference of the geopolymerization related peaks.

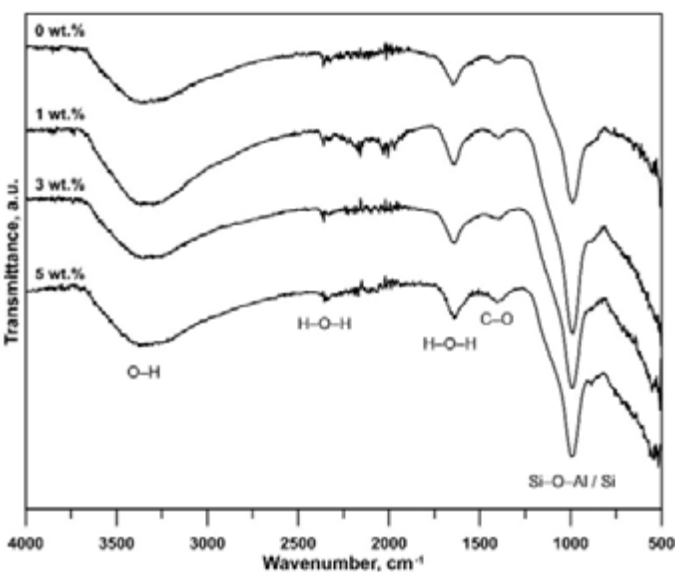


Fig. 5: FT-IR spectra of the geopolymer specimens

4 CONCLUSIONS

During the experiments, fibres were produced from various textiles. Based on the identification with FT-IR, mostly cotton-based and synthetic polymeric textiles were used. Geopolymer composites could be prepared with the addition of 0, 1, 3 and 5 wt.% of fibres. The flexural strength could be successfully increased with the different quantities of fibres, however, the compressive strength of the specimens was slightly decreased, along with the specimen density. According to the SEM images, some unreacted FA particles could be seen in the geopolymer matrix. But the fibres successfully penetrated the geopolymer gel, and good adhesion was observed.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Dr. Ferenc Móricz for the chemical composition and Dr. Ákos Debreczeni for the strength measurements.

REFERENCES

Géber, R., Szabó, R., Kocserha, I. (2019) *Preparation of geopolymer foams using autoclave curing*. Materials science and engineering: a publication of the University of Miskolc, 13-22.

German, K., Kulesza, K., Florack, M. (2006) *Influence of poly(bisphenol A carbonate) and poly(ethylene terephthalate) on poly(vinyl chloride) dehydrochlorination.* Journal of Material Cycles and Waste Management 8(2), 116-121.

Institute of Chemistry University of Tartu (2022) *Database of ATR-FT-IR spectra of various materials*. Retrieved 07 01 2022, from https://spectra.chem.ut.ee/.

Interreg Central Europe (2017) *Strategic agenda on textile waste management and recycling*.

Kalinkin, A., Gurevich, B., Myshenkov, M., Chislov, M., Kalinkina, E., Zvereva, I., Cherkezova-Zheleva, Z., Paneva, D., Petkova, V. (2020) *Synthesis of Fly Ash-Based Geopolymers: Effect of Calcite Addition and Mechanical Activation*. Minerals 10(9), 827.

Misnon, K., Islam, M., Epaarachchi, M., Lau, J. (2013) *Textile material forms for reinforcement materials - A review*. Third Malaysian Postgraduate Conference (MPC) 2013, 105-123.

Mucsi, G., Szabó, R., Rácz, Á., Kristály, F., Kumar, S. (2019) *Combined utilization of red mud and mechanically activated fly ash in geopolymers*. Rudarsko geolosko naftni zbornik – mining geological petroleum engineering bulletin, 27-36.

Mucsi, G., Szenczi, Á., Nagy, S. (2018) *Fiber reinforced geopolymer from synergetic utilization of fly ash and waste tire*. Journal of Cleaner Production 178, 429-440.

Noushini, A., Hastings, M., Castel, A., Aslani, F. (2018) *Mechanical and flexural performance of synthetic fibre reinforced geopolymer concrete*. Construction and Building Materials 186, 454-475.

Panias, D., Giuannopoulou, I., Perraki, T. (2007) *Effect of synthesis parameters on the mechanical properties of fly ash-based geopolymers*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 301(1-3), 246-254.

Pensupa, N., Leu, S.-Y., Hu, Y., Du, C., Liu, H., Jing, H., Wang, H., Sze Ki Lin, C. (2017) *Recent Trends in Sustainable Textile Waste Recycling Methods: Current Situation and Future Prospects*. Topics in Current Chemistry 375, 76.

Ranjbar, N., Zhang, M. (2020) *Fiber-reinforced geopolymer composites: A review.* Cement and Concrete Composites 107, 103498.

Szabó, R. (2019) *Control of mechanical properties of lignite fly ash based geopolymers by vibrating compression.* Építőanyag - Journal of Silicate Based and Composite Materials 71(2), 66-71.

Yang, M., Paudel, S., Gao, Z. (2021) *Snow-Proof Roadways Using Steel Fiber-Reinforced Fly Ash Geopolymer Mortar-Concrete*. Journal of Materials in Civil Engineering 33(2), 04020444.

Recycling von Textilmischungen aus Cellulose / PET

P. Kählig[1], W. Ipsmiller[2] & A. Bartl[2]
[1)] CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, TU Wien, Wien, Österreich
[2)] TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Angesichts der jährlich wachsenden Menge an Alttextilien ist es notwendig, bestehende Technologien für das Recycling dieser Abfälle zu prüfen und neue Technologien zu finden. Da es insbesondere für Mischtextilien immer noch an Technologien mangelt, um diese in faserrecyclingfähige Reinfraktionen zu überführen, ist es zwingend notwendig Verfahren für eine einfache und unkomplizierte Trennung dieser Mischungen zu untersuchen. In dieser Studie werden Ansätze zur Trennung von unzerkleinerten Polyester-Baumwoll-Mischungen durch alkalische und enzymatische Hydrolyse, nach Vorbehandlung in Natronlaugelösungen, untersucht. Es wurden Betriebsparameter für die Rückgewinnung von Polyester- oder Baumwollgewebe aus Pre- und Post-Consumer-Textilien festgelegt und Grenzen für einen geeigneten Prozess konnten ermittelt werden.

1 EINLEITUNG

Die jährlich steigende Menge an produzierten Fasern (IVC 2021), zusammen mit dem Trend zur Fast Fashion und der Verkürzung der Nutzungsdauer von Kleidung (Korolk 2015), führen zu einem Anstieg der anfallenden Menge an Textilabfällen. Der Großteil der Textilien sind Fasermischungen, welche über mechanische Separation kaum in Reinfraktionen überführbar sind, weshalb neue Trennansätze über (bio-) chemische Methoden benötigt werden. Palme et al. konnten in 2017 zeigen, dass durch eine alkalische Hydrolyse eines zerfaserten Polyester (PET)- /Baumwolle (CO)- Mischtextils das PET entfernt werden kann, während Piribauer et al. in 2020 bei diesem Material CO mittels Cellulasen, nach einer alkalischen Vorbehandlung, hydrolysierten. Durch das Zerfasern des Textils wurde zwar eine bessere Zugänglichkeit der Reagenzien gewährleistet, es führt aber auch zu einer schwierigeren Handhabung wegen der Volumenzunahme. Auch wird die Länge der Fasern verkürzt, wodurch diese nicht mehr in einem Sekundär-Spinnprozess, d. h. für die Garnherstellung, verwendet werden könnten.
In dieser Studie befassten wir uns mit den Umsatzraten der PET- und CO- Hydrolyse von nicht zerkleinerten, Pre-Consumer PET- / CO- Mischgeweben und wie verschiedene Bedingungen der alkalischen Hydrolyse bzw. Vorbehandlung diese beeinflussen. Gefundene Bedingungen für die Rückgewinnung der jeweiligen Faserkomponenten wurden danach auf Post-Consumer-Materialien ausgeweitet. Des Weiteren wurde die Reinheit der rückgewonnenen Materialen untersucht sowie Unterschiede in der Qualität der Pre- und Post-Consumer-Textilien nach der Behandlung.

2 DURCHFÜHRUNG

Zuerst wurden die Umsatzraten der Hydrolysen untersucht, um passende Bedingungen für die komplette Entfernung der jeweiligen Faserkomponente zu finden und die Bedingungen, ab denen die Hydrolyse des PET einsetzt. Hierfür wurden jeweils 10 g Probe vorbereitet und in verdünnten Natronlaugelösungen (NaOH) bei unterschiedlichen Parametereinstellungen für 6 Stunden behandelt. Variiert wurden Konzentration, zwischen 0 bis 40 Massenprozent, und Temperatur, zwischen -30 und 100 °C. Dieser Schritt diente sowohl zur Hydrolyse der PET-Fasern als auch zur Vorbehandlung der CO-Fasern, da diese sonst nur unzureichend von den Enzymen angegriffen werden. Die anschließende enzymatische Hydrolyse der Baumwolle wurde in einem Citrat-Puffer bei pH 5 durchgeführt. Hierfür wurden jeweils 10 g einer Cellulasen-Mischung mit einer Probe bei 53 °C für 24 Stunden behandelt. Danach wurden die Proben gewaschen, getrocknet und gewogen. Um die Umsatzraten zu bestimmen, wurde von jeder Probe die Zusammensetzung mittels der AATCC-Test-Methoden (1977) geprüft. Hierbei wurde entweder CO nach 20 Minuten in

70-%-iger Schwefelsäure bei 40 °C oder PET nach 5 Minuten in reinen m-Kresol bei 140 °C entfernt und die Massendifferenz ermittelt. Nach Beendigung dieser Testreihe wurden die geeignetsten Bedingungen für eine vollständige Hydrolyse einer Komponente, ohne die andere zu entfernen, auf verschiedene Pre- und Post-Consumer-Textilien angewendet. Für die Hydrolyse der PET-Fasern wurde eine Behandlung in 15-%-ige NaOH bei 85 °C für 3 Stunden angewandt. Die enzymatische Hydrolyse wurde nach den oben beschriebenen Bedingungen durchgeführt, und zwar nach einer Vorbehandlung in 20-%-iger NaOH bei 25 °C für 3 Stunden. Abschließend wurden die Proben gewaschen, getrocknet, gewogen und die Zusammensetzung bestimmt.

3 ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNG

Die Versuche zur Bewertung der Umsatzraten zeigten, dass für eine vollständige Hydrolyse der jeweiligen Fasern unterschiedliche Bedingungen für die (Vor-)Behandlung in NaOH notwendig sind. Für die Hydrolyse der CO-Fasern werden mittlere bis hohe NaOH-Konzentrationen für die Vorbehandlung benötigt. Die Temperatur hatte nur eine begrenzte Wirkung, bei höheren Konzentrationen ist eine Temperatursteigerung erforderlich, um der höheren Viskosität der NaOH entgegenzuwirken. Für die Entfernung der PET-Komponente scheint die Steigerung der Temperatur einen größeren Effekt zu haben als die Erhöhung der NaOH-Konzentration. Zwar konnte bei niedrigen Temperaturen schon eine Teilentfernung beobachtet werden, für eine vollständige Hydrolyse sind jedoch hohe Temperaturen notwendig. Dadurch kann aber schon bei einer geringen NaOH-Konzentration eine komplette Entfernung erreicht werden. Mit diesen Ergebnissen war es möglich, einen Bereich um eine NaOH-Konzentration von ca. 20 Massenprozent und milden Temperaturen zu definieren, bei dem eine fast vollständige Rückgewinnung des reinen PET-Textils möglich ist. Für die Rückgewinnung des CO wurden Konzentrationen von ca. 15 Massenprozent und hohe Temperaturen als geeignet definiert. Die Versuchsreihen mit Pre- und Post-Consumer-Textilien zeigten, dass diese Bedingungen auch für diese Materialen einsetzbar sind. Für eine vollständige Bewertung muss noch die Qualität der rückgewonnenen Fasern bestimmt werden. Diese Analysen sind in Arbeit und werden zu einem späteren Zeitpunkt vorgestellt.

4 DANKSAGUNG

Dieser Beitrag ist Teil der Forschungsinitiative CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik u. Techn. Biowissenschaften der TU Wien. Wir danken für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort und die Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung sowie die Christian Doppler Forschungsgesellschaft. Gleichzeitig bedanken wir uns bei unseren Unternehmenspartnern Abfallbehandlung Ahrental GmbH, Altstoffrecycling Austria AG, Borealis AG, Brantner Österreich GmbH, Lenzing AG, Linz Service GmbH, MM Board and Paper AG, OMV Downstream GmbH, Wien Energie GmbH und Wopfinger Transportbeton Ges.m.b.H., sowie bei der Magistratsabteilung Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark der Stadt Wien (MA 48).

LITERATUR

AATCC, C. (1977) Fibers in Textiles: Identification. *AATCC Technical Manual*, pp. 57-72.

IVC. (2021) *Die Chemiefaserindustrie in der Bundesrepublik Deutschland.* Frankfurt am Main: Industrievereinigung Chemiefaser e. V.

Korolkow, J. (2015) *Konsum, Bedarf und Wiederverwendung von Bekleidung und Textilien in Deutschland.* Bonn: bvse e. V.

Palme, A., Peterson, A., de la Motte, H., Theliander, H., & Brelid, H. (2017) Development of an efficient route for combined recycling of PET and CO from mixed fabrics. *Textiles and Clothing Sustainability, 3*(4), pp. 78-86.

Piribauer, B., Jenull-Halver, U., Quartinello, F., Ipsmiller, W., Koch, D., Thomas, L., & Bartl, A. (2020) TEX2MAT - Next Level Textile Recycling w. Biocatalysts. *Detritus, 13*, pp.78-86.

Ermittlung des Marktbedarfes für recyclierte Textilfasern in der EU

E. Boschmeier[1], W. Ipsmiller[1] & A. Bartl[1]
[1)] Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und technische Biowissenschaften, TU Wien, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die steigende Nachfrage nach Bekleidung führt dazu, dass jedes Jahr Millionen Tonnen Textilabfälle produziert werden, die entweder deponiert, verbrannt oder exportiert werden, wobei nur geringe Mengen recycelt werden. Ein vielversprechender Ansatz für eine Kreislaufwirtschaft im Bekleidungssektor ist das Faser-zu-Faser-Recycling, bei dem ausrangierte Kleidung als Ausgangsmaterial für die Produktion neuer Fasern und schließlich neuer Kleidung dient. In dieser Arbeit wird in Zusammenarbeit mit Modeunternehmen und Textilforschungsorganisationen eine Bestandsaufnahme der Marktsituation und der wirtschaftlichen Randbedingungen für das Recycling von Textilfasern vorgestellt. Die Marktsituation für Sekundärrohstoffe ist vielversprechend und wird in Zukunft zu einer erhöhten Nachfrage nach Recyclingfasern führen. Die EU-Gesetzgebung sollte ein Deponierungverbot für Textilabfällen, strenge Exportbestimmungen und die Erziehung zu einem nachhaltigen Lebensstil in Betracht ziehen, um sicherzustellen, dass Recyclingmaterialien tatsächlich verwendet werden, und um eine erhöhte Nachfrage für Textilabfälle zu schaffen.

1 EINFÜHRUNG UND METHODE

Bis vor kurzem standen Textilien und Fasern nicht im Mittelpunkt der strengen EU-Abfallvorschriften. Im Jahr 2015 kündigte die Kommission das Paket zur Kreislaufwirtschaft an, in dem Textilien überhaupt nicht erwähnt wurden. Im Jahr 2018 jedoch, als die Richtlinie (EU) 2018/851 (EC, 2018) die Abfallrahmenrichtlinie änderte, rückten Textilien in den Fokus der Kommission. Es ist nun klar definiert, dass Textilien zu den Siedlungsabfällen zählen und dass die getrennte Sammlung von Alttextilien bis spätestens 2025 erfolgen muss (EC, 2018). Die Idee, Faser-zu-Faser-Recycling in der Bekleidungsindustrie anzuwenden, ist eines der Ziele des von EU-Horizon 2020 geförderte Projektes SCIRT (https://scirt.eu/).

In dieser Arbeit wird eine nachfrageorientierte Perspektive für die Verwendung von Recyclingfasern in Textilien angewandt und es werden spezifische Herausforderungen, Hindernisse und zukünftige Trends bewertet. An der Ermittlung des Marktbedarfes für recyclierte Textilfasern in der EU nahmen Partner des Projektes SCIRT teil. Die Arbeitsgruppe bildete sich aus vier europäische Modemarken, die Sport-, Jeans- und Freizeitkleidung verkaufen sowie Forschungsorganisationen. Die Partner nahmen an einer Umfrage teil und an anschließenden Diskussionen wurde die Aufgabenstellung ausgearbeitet.

2 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

2.1 Faser-zu-Faser Recycling

Eine unabdingbare Voraussetzung für die praktische Umsetzung des Faser-zu-Faser-Recyclings ist eine ausreichende Menge an verwertbaren Alttextilien. Heutzutage gibt es einerseits nicht genügend Sammlungs- und Sortiersysteme für Textilien, die sich für Recycling eignen. Dadurch sind zu wenige recyclingfähige Alttextilien am verfügbar, die Investitionen im Bereich Textilrecycling rechtfertigen würden. Andererseits werden zurzeit nur wiedertragbare Textilien gesammelt, da für diese kein Markt besteht.

Die geänderte Abfallrahmenrichtlinie (EC, 2018) hat Bewegung in die Branche gebracht und sollte die erwähnte Pattstellung beenden. Ein beachtlicher Teil der verfügbaren Textilien gilt als (derzeit) nicht verwertbare Fraktion, da diese Textilien oft verschmutzt oder zerrissen sind (Girn et al., 2019; Watson et al., 2018).

Textilien müssen Anforderungen an Funktionalität, Strapazierfähigkeit und Tragekomfort erfüllen, was es häufig erforderlich macht, dass sie aus zwei oder mehr verschiedenen Fasermaterialien bestehen. Abbildung 1 zeigt ein Beispiel für eine typische Fasermischung in Kleidungsstücken. Im Bild ist eine Damenhose unter dem Rasterelektronenmikroskop dargestellt. Die Hose besteht lt. Etikett aus folgenden Materialien: 53% PET, 44% Wolle und 3% Elasthan. Die Wollfaser mit ihrer typischen dachziegelförmigen Oberfläche ist leicht zu erkennen. Die PET-Faser ist an ihrer glatten Oberfläche von der Wollfaser zu unterscheiden, lässt sich aber kaum von einer Elasthanfaser unterscheiden, die das gleiche Aussehen hat. Der Durchmesser der Fasern liegt zwischen 15 und 20 µm und damit im typischen Größenbereich. Beide Fasertypen sind innig miteinander vermischt, und es ist offensichtlich, dass eine mechanische Trennung kein geeignetes Mittel für eine genaue Trennung ist.

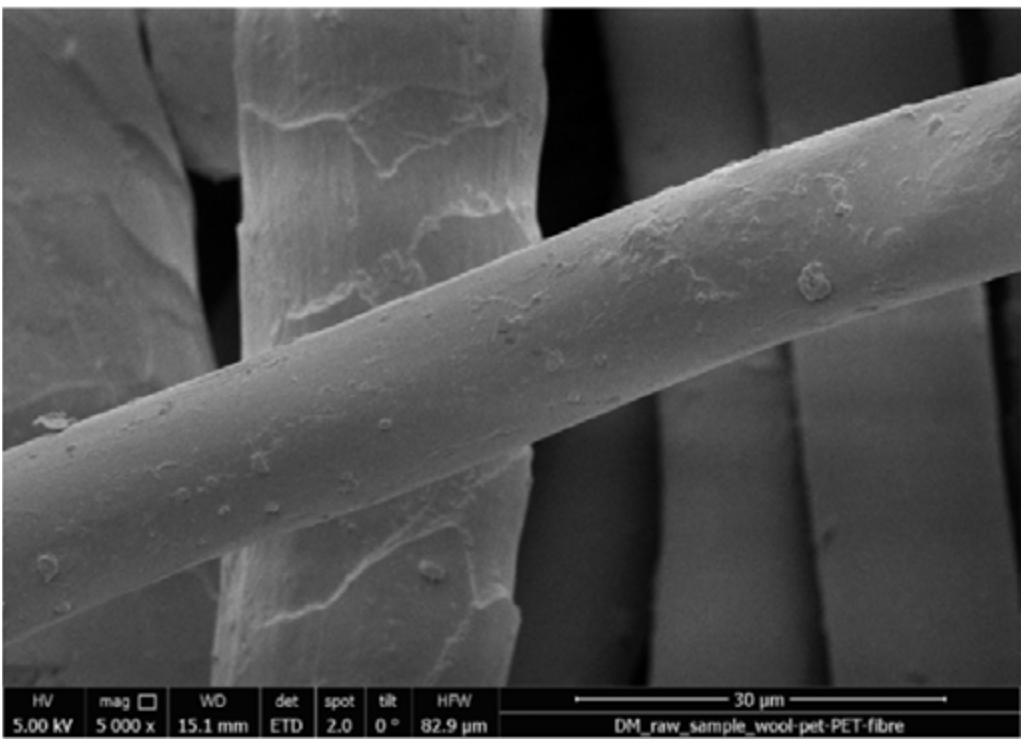


Abb. 1: SEM Bild eines Textils aus Wolle/PET/Elasthan

2.2 Zertifikate

Die Partner streben eine stärkere Nutzung von Zertifikaten an, die als Nachhaltigkeitsstandards dienen. Die Zertifikate haben den Zweck, den Recyclinganteil in Produkten zu erhöhen. Zu den heute in der Textilindustrie verwendeten und von den Partnern geschätzten Zertifikaten gehören Global Recycling Standard, Global Organic Textile Standard und OEKO-TEX. Die Zertifikate gewährleisten, dass die textile Wertschöpfungskette unter kontrollierten Bedingungen abläuft. Die Partner sind auch damit einverstanden, dass eine bestimmte Anzahl von Zertifikaten nicht überschritten werden darf, da sonst ein Überfluss für den Verbraucher entsteht.

Für eine verpflichtende Verwendung von Zertifikaten in Modeprodukten ist ein Rechtsrahmen erforderlich, da es derzeit keine Regelung gibt, die Modeunternehmen zur Verwendung von Zertifikaten für ihre Produkte verpflichtet. Die Beschaffung von umweltgerechten Produktionsmaterialien ohne Kinderarbeit ist eines der von den Interessengruppen am häufigsten genannten Probleme. Letztendlich sind sich alle Partner einig, dass sie allgemein verbindliche gesetzliche Instrumente benötigen, die bestimmte Standards in Textilien garantieren würden.

2.3 Fast-fashion Geschäftsmodell

Fast Fashion steht für ein Geschäftsmodell, das auf hohen Produktionsmengen und qualitativ minderwertiger Produkte mit kurzen Markteinführungszyklen basiert, die häufig zu günstigen Preisen verkauft werden. Die Idee dieses Geschäftsmodells ist es, mit den neuesten Designtrends Schritt zu halten, indem neue Stoffkollektionen in kurzen Zeiträumen auf den Markt gebracht werden. Die Verweildauer von Fast-Fashion-Produkten auf dem Markt ist daher gering (Yalcin-Enis et al., 2019). Der Verbraucher kann immer den neuesten Trend zu niedrigen Preisen kaufen, was zu einem Massenkonsum von Produkten geringer Qualität führt (Manshoven et al., 2019). Große Fast-Fashion-Marken bringen innerhalb eines Jahres 16 oder 24 Kollektionen auf den Markt (bvse, 2020). Teilnehmende Partner beteuern den großen Einfluss von Fast Fashion auf den Bekleidungsmarkt und den geringen Spielraum für zirkuläre und nachhaltige Mode, die derzeit teurer ist. Unternehmen, die sich auf nachhaltige Produkte konzentrieren, haben mit dem Handicap zu kämpfen, dass sie auf dem Markt nicht wettbewerbsfähig sind. Oder, um die folgende Aussage eines Partners zu zitieren:

"Es kann nicht sein, dass Verbraucher und Marken, die die richtigen Entscheidungen treffen, dafür finanziell bestraft werden."

3 DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde mit Mitteln aus dem Forschungs- und Innovationsprogramm EU-Horizon 2020 unter der Nr. 101003906 gefördert. Für weitere Informationen besuchen Sie https://scirt.eu/.

Die Autoren danken den Partner für ihre Beiträge und ihr Fachwissen:
Bel&Bo NV (https://www.bel-bo.be), CETI - Centre Europeen des Textiles Innovants (http://www.ceti.com/en/), Decathlon S.A. (https://www.decathlon.com/) , HNST (https://www.lets-behonest.eu/) und Xandres NV (https://www.xandres.com).

LITERATUR

bvse. (2020). Bedarf, Konsum, Wiederverwendung und Verwertung von Bekleidung und Textilien in Deutschland. Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V.

EC. (2018). Directive 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC. Brussels: Official Journal of the European Union.

Girn, T., Livingstone, C., & AP Benson Limited. (2019). WRAP 2017: Economic and Financial Sustainability Assessment of F2F Recycling. WRAP.

Manshoven, S., Christis, M., Vercalsteren, A., Arnold, M., Nicolau, M., Lafond, E., Mortensehn & Coscieme, L. (2019) Textiles and the environment in a circular economy. European Topic Centre Waste and Materials in a Green Economy. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/etc-reports/textiles-and-the-environment-in-a-circular-economy

Watson, D., Aare, A., Trzepacz, S., & Dahl Petersen, C. (2018). *Used Textile Collection in European Cities*. European Clothing Action Plan (ECAP), PlanMiljø.
Yalcin-Enis, I., Kucukali-Ozturk, M., & Sezgin, H. (2019). Risks and Management of Textile Waste. In K. M. Gothandam, S. Ranjan, N. Dasgupta, & E. Lichtfouse (Eds.), Nanoscience and Biotechnology for Environmental Applications (Vol. 22, pp. 29–53). Springer International Publishing.

How will tramp elements affect future steel recycling in Europe?

S. Dworak[1,2] & J. Fellner[1,2]
[1)] Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Institute for Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria
[2)] Institute for Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria

ABSTRACT: Global steel production has grown massively since the Second World War. In recent decades, however, the steel market has become saturated in affluent regions such as the US and the EU. This has resulted in stagnate steel production and increased quantities of old scrap. The increasing shares of post-consumer scrap offer the opportunity to increase the share of scrap in crude steel production. However, there is a relevant limiting factor for scrap utilization: the content of specific, unwanted tramp elements, such as Cu. Using a material flow model for steel, the available scrap is compared to the crude steel demand in terms of quantity, but also quality. The quality is defined by the content of unwanted tramp elements (sum of Cu, Ni, Mo, Cr and Sn). The results show that in the geographical boundaries of the former EU28 old scrap increases from 80 million t/a (65% of the domestically available scrap) in 2020 to over 100 million t/a (75% of the domestically available scrap) in 2050. The annual surplus of low purity scrap, for which supply is higher than demand, continues to increase from 20 million t/yr today (2020) to 43 million t/yr in 2050. In the case of Austria, a country with one of the highest per capita steel production and one of the highest share of flat products, which demand high purity, the demand for high purity resources is even higher and therefore the surplus relative to the total amount available of low purity scrap more pronounced. Without appropriate measures, this scrap will most likely be export and is hence lost as secondary resource for the domestic steel industry.

1 INTRODUCTION

Steel is one of the most frequently used commodities in our society. Global crude steel production nearly doubled during the last decades (based on World Steel Association 2020). In affluent regions (e.g. US or EU), the growth has come to a stop. Globally only moderate growth, or even no further growth, is predicted for the coming years (Hatayama et al. 2010). Stagnant steel production rates facilitate higher shares of scrap as resource for crude steel production. This would not only be beneficial from a resource point of view, but also from an environmental one (e.g. CO_2 emission reduction (Broadbent 2016), lower eutrophication, acidification and photochemical oxidation (López et al. 2020))

Zhu et al., 2019 showed that about two thirds of the annual steel production in 2014 in the US was based on scrap. In the EU, the share of scrap in the crude steel production amounts to about 54% (Fellner et al. 2018) and was declining in recent decades. Cullen et al. (2012) estimated that about 36% of the global crude steel production in 2008 was based on scrap.

Steel flows have been extensively investigated on different levels, for different regions and time frames (e.g. Cooper et al. 2020, Wang et al. 2007, Zhu et al. 2019). On the European level, only rather superficial studies are available (e.g. Fellner et al. 2018), whereas single European countries have been investigated more closely (e.g. Pauliuk et al. 2013).

In recent decades, qualitative aspects have been added to quantitative analyses of steel flows. Therefore, content of impurities in form of specific tramp elements (mostly Cu, Ni, Mo, Cr and/or Sn) and possible technological interventions to deal with them have been investigated (e.g. Daehn et al. 2019, Daigo et al. 2021). However, only few studies investigate the available scrap and its composition in relation to the crude steel demand and its requirements (e.g., globally for Cu (Daehn et al. 2017), for Japan (e.g. Daigo et al. 2017)). What the results of these studies have in common is that they indicate a surplus of low purity scrap, which requires dilution with primary steel in order to be recycled. On a global scale, this surplus might arise in the near future (Daehn et al. 2017). In Japan it is already prevalent, as highlighted by Igarashi et al. (2007).

Two case studies in the present thesis modelled the steel flows in the EU retrospective (multiannual MFA to analyse the past and current system) and prospective (DMFA, to predict future

development), all in all covering the period from 1910 to 2050. A further analysis, based on the results of the European System, investigates the case of Austria. Not only is Austria one of the countries with the highest per capita steel production in the world (AT: 0.9 t/yr/cap, EU: 0.35 t/yr/cap, global: 0.25 t/yr/cap (Eurofer 2021)), but also the high-quality portfolio. This portfolio is predominantly composed of flat products (World Steel Association 2020), which require high purity resources.
In the analysis, quality (sum of Cu, Ni, Mo, Cr and Sn) and corresponding quantities of available scrap and crude steel demand are compared to investigate to which extent the crude steel demand could be covered by secondary resources.

2 METHODS AND MATERIALS

2.1 Material Flow Analysis (MFA)

MFA is widely used to map material flows, their sources and sinks and how they are connected. Generally, MFA allows to assess the flows and stocks of materials throughout a system that is defined in space and time. MFA is based on the law of conservation of matter and uses material balances to compare all inputs, stocks and outputs of each process which is part of the assessed system.

2.1.1 Material Flow System for steel flows

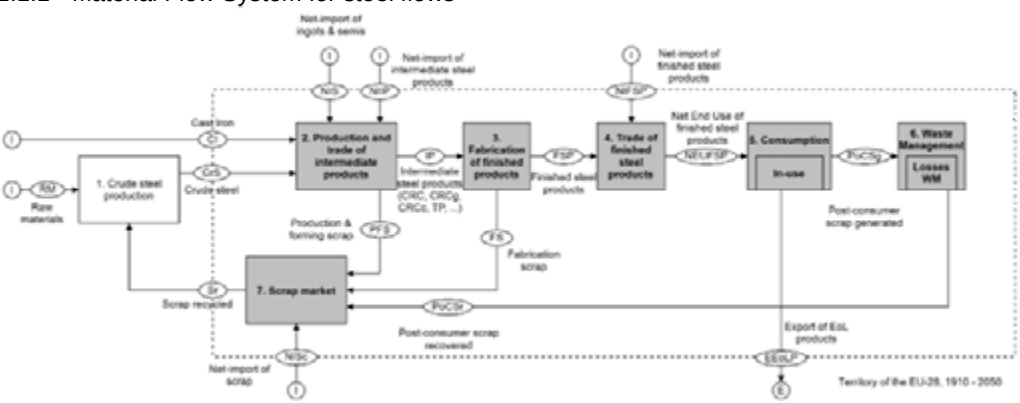


Fig. 1: MFA-System Steel Cycle, Abbreviations: CI: Cast Iron, CrS: Crude steel, EEoLP: Export of EoL products, FS: Fabrication scrap, FSP: Finished steel products, IP: Intermediate steel products (CRC, CRCg, CRCc, TP, ...), NEUFSP: Net End Use of finished steel products, NIFSP: Net-import of finished steel products, NIS: Net-import of ingots & semis, NIIP: Net-import of intermediate steel products, NISc: Net-import of scrap, PoCSg: Post-consumer scrap generated, PoCSr: Post-consumer scrap recovered, PFS: Production & forming scrap, RM: Raw materials, Sr: Scrap recycled

Figure 1 shows the MFA-system to model the steel flows (adopted from Dworak et al. 2021, Dworak & Fellner 2021). Processes outside of the system boundaries are not balanced, but shown for completeness. All flows are assigned to a specific steel product which is destined for a specific end-use sector.
As geographical border to analyse the European steel cycle, the former EU28 was chosen. Combined, the analyses of the EU28 cover the period from 1910 to 2050. The stock and amount of post-consumer scrap was determined in the dynamic model by lifetime-functions applied on the process “5. Consumption”.
For the Austrian case, as geographical border the Austrian border was considered, temporal binderies are 2008 to 2030.

2.1.2 Data utilized for steel and scrap flows

Production and trade data are based on officially reported data (Eurofer 2021, UN Comtrade 2020, World Steel Association 2020). Transfer coefficients on the European level are derived from

Cullen et al. (2012) and calibrated with statistics (Eurofer 2021). A more detailed description of the data used for the European model can be found in Dworak et al. (2021), Dworak & Fellner (2021).
For the Austrian case, the production and trade data were derived similar to the European model. Production data from official statistics (e.g. World Steel Association 2020) and production data sets from Austrian steel producing companies, provided by the Austrian Economic Chambers (WKO) are used. These data sets also include delivery data in specific sectors, which is used for adjustment of the transfer coefficients in the different end-use sectors.

2.2 Quality Assessment

The quality of steel and scrap was assessed via the level of tramp element contamination of five major tramp elements (Σ of Cu, Sn, Cr, Ni and Mo). Four quality classes where determined (see Table 1) and assigned to specific steel products (such as specific flats, longs or sections) destined for specific end-use sectors (such as cars, metal goods or industrial equipment).

Tab. 1: Quality categories based on max. tolerable tramp element content (Dworak & Fellner 2021)

Max. content of tramp elements	Quality category	Typical steel intermediates
<0.18	Q1	most flat products (cold rolled coils) – deep drawing quality, interstitial-free steel
0.18 – 0.25	Q2	tubes, plates, hot rolled products in construction, wire rod (other than construction)
0.25 – 0.35	Q3	hot rolled bar, plates (construction), wire rod (construction)
>0.35	Q4	heavy section, light section, rail section, reinforcing bar, hot rolled bar (construction)

2.3 Material Pinch Analysis (MPA)

Linnhoff & Hindmarsh (1983) developed pinch analysis to minimize the energy demand in industries. In recent decades, the concept has also been increasingly applied to materials flows (e.g. Daehn et al. 2017), thereby taking into account the fact that different processes and products require materials with different purity.
In this study, we used a per annum material pinch analysis approach, where the available scrap is compared with the crude steel demand, considering the purity of scrap and the requirements of crude steel. Rather than only considering the dilution potential, also the export of lower purity scrap fractions was considered. This approach was chosen, to assess the possible export of surplus scrap of lower purity, which might be the case in open scrap markets (unlimited in- and exports of scrap).

2.4 Scenarios for available scrap

The scrap availability for Europe was derived based on the arising scrap within the considered flows (Production & Forming Scrap, Fabrication Scrap and Post-Consumer Scrap). For Austria, the situation is less straight forward. As Austria is embedded economically and geographically in Europe, trade plays a much greater role. The entanglement is intensified due to the high production volume in relation to capita and the specific, high-quality portfolio in Austria. Therefore, the following scenarios for scrap availability were developed for the Austrian case.

2.4.1 Scenario 1 – All Scrap EU

In this scenario, the scrap availability is based on the modelled scrap available in the EU 28. It was assumed that all producers have access to the scrap marked uniformly. Therefore, also the shares of available qualities are distributed like on the EU28 market. The total amount of scrap available for the Austrian steel production is relative to the total amount available in the EU28, with reference to the crude steel production.

2.4.2 Scenario 2 – New Scrap AT, Old Scrap EU

In this Scenario it is considered, that steel plants have access to all new scrap arising from their own production in the following fabrication steps (production and forming scrap as well as fabrication scrap). Therefore, only Post-Consumer Scrap will be distributed. Here again, the total of available scrap is relative to the crude steel production in Austria.

2.4.3 Scenario 3 – New Scrap AT, Old Scrap AT

Although the scrap might be available for the Austrian steel production, the reality shows, that much less scrap is used than available. It was assumed, that, as in Scenario 2, new scrap arising from domestic production is available. For old scrap, this scenario accounts for the fact, that only small amounts of post-consumer scrap are net-imported to Austria. Therefor the amount of post-consumer scrap is determined by post-consumer scrap rates per capita. This, of course, leads to much lower potential scrap rates (scrap vs. crude steel demand), which amounts to around 65% for scenarios 1&2 and only slightly above 35% for scenario 3.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Scrap Availability and Quality in the EU28

Overall, the amount of available scrap increases (from 20 Mt/a in 1910 to 130 Mt/a in 2050). The share of production and forming scrap decreases between 1970 and 1990, mainly due to efficiency improvements in production. The share of fabrication scrap (FS) remained relatively constant over time. The share of post-consumer scrap (PoCSr), however, is steadily increasing (around 30% in the late 1940s, over 60% in 2020 up to 70% in 2050). The potential scrap rate (ratio of scrap to crude steel production) increases from 58% in 2006 to up to 75% in 2050. Since the 1970s, new scrap (in Figure 1: PFS and FS) is mainly composed of high-purity steel (Q1 and Q2), due to the high share of flat steel products in the product portfolio and especially in fabrication scrap (FS). Old scrap (PoCSr) is currently available mainly in low purity, due to the current scrap collection system, where mixing of different fractions and also contamination of these (e.g. shredders for end-of-life cars) is routine. Due to the increase in the share of end-of-life scrap in the total scrap volume, this leads to large shares of scrap with low purity. These low purity fractions cannot be used without intervention and lead to a "scrap surplus" of about 5 Mt/a in 2005 up to 43 Mt/a (about 30% of the total scrap volume) in 2050. Analyses of trade data show that this share of scrap is currently almost entirely exported (e.g. to Turkey).

3.2 Surplus of Low Purity Scrap in Austria

Scenario 1&2 show a similar trend for the surplus of low purity scrap as the EU28, even intensified. The surplus of low purity scrap amounts to around 2 Mt/yr in the years 2020 to 2030, which accounts for around 40% of the available scrap. Scenario 3 shows no surplus of low purity scrap, which can be accounted to the much lower rate of post-consumer scrap, but also results in a much lower possible scrap rate (total scrap amount vs. crude steel demand) of 36% to 37% vs. 63% to 67% in scenarios 1&2.

3.3 Potential of interventions

With intervention, the low purity surplus could be used in the European and also in the Austrian steel industry. On the one hand, fractions with high tramp elements content can be diluted with fractions of higher purity. The dilution potential lasts in the EU28 until 2040, after which there would again be a surplus of less pure fractions. Another possibility would be single-grade sorting. This would reduce the proportion of scrap with high levels of tramp elements and thus also the surplus of these. The theoretical potential for single-grade sorting (total sorting possible, no contamination considered) would allow to use all scrap available in the EU28. For Austria, on the other hand, we see for scenario 1&2, that even considering the full theoretical potential of alloy sorting, a surplus of low purity scrap was determined with around 0.1 Mt/yr in 2030.

Technological interventions to remove tramp elements are also possible (secondary metallurgy) and are currently being intensively researched. However, there are no established processes yet for the elements under consideration.

4 CONCLUSION

We investigated the European steel cycle with a practicable dynamic MFA model to assess scrap availability until 2050 with regard to quantity and quality, and validated it partially. Further, the Austrian steel cycle was assessed, based on the results of the European model for the period of 2008 to 2030. The top-down approach, with its assumption of stagnant crude steel demand and constant sector splits and composition, is straight forward and can be applied without taking many variables, such as presumed saturation or economic and societal developments, into account. Still, it offers robust results with the data available.

The share of post-consumer scrap is increasing in overall scrap composition (up to 75% of total scrap available). This scrap is mostly of low purity, especially if no countermeasures (e.g. alloy sorting) are put in place. Low purity scrap (tramp element content above 0.25%) is therefore gaining in importance in regards to overall scrap composition (post-consumer, production & forming and fabrication scrap). The potential scrap rate (including old and new scrap) for crude steel production in the EU28 will reach more than 75% in 2050. Seen from a circularity point of view, this seems to be very good news. At present however, a significant share of the scrap with lower purity is exported from the EU-28, rather than diluted with steel sources with low impurity levels. In Austria, the situation is even more pronounced. One reason therefore is high share of high-quality flat products produced in Austria, which require high purity resources.

If scrap continues to be handled as it usually is at the moment (e.g., little sorting, little dilution), the quality requirements for crude steel in the EU will not be able to be met and the European steel industry will also in future have to produce more than 45% of crude steel from primary sources to satisfy the qualitative (purity) requirements of crude steel, which is approximately the rate currently attained in the EU28. In Austria this rate is only slightly above 65%. This means that an increase of the scrap rate is not achievable under current practices, while simultaneously the amount of post-consumer-scrap is constantly increasing.

5 AKNOWLEDGEMENTS

Part of the work presented (model for EU) is part of a large-scale research initiative on anthropogenic resources (Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources). The financial support of this research initiative by the Federal Ministry of Digital and Economic Affairs and the National Foundation for Research, Technology and Development is gratefully acknowledged. Industry partners co-financing the research center on anthropogenic resources are voestalpine AG, Altstoff Recycling Austria AG (ARA), Borealis group, Wien Energie GmbH, Wiener KommunalUmweltschutzprojektgesellschaft GmbH (WKU), and Wiener Linien GmbH & Co KG.

The other part (Austria) is part of the IRONER project (project number FO999889868), which is 100% funded within the framework of the RTI initiative Circular Economy. This programme is coordinated by the Austrian Research Promotion Agency (FFG) and financially supported by the Federal Ministry for Climate Protection, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology.

REFERENCES

Broadbent, C. (2016) *Steel's recyclability: demonstrating the benefits of recycling steel to achieve a circular economy*. International Journal of Life Cycle Assessment 21(11), 1658–1665. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1081-1.

Cooper, D. R., Ryan, N. A., Syndergaard, K., Zhu, Y. (2020) The potential for material circularity and independence in the U.S. steel sector. Journal of Industrial Ecology, 24(4), 748-762. https://doi.org/10.1111/jiec.12971.

Cullen, J. M., Allwood, J. M., Bambach, M. D. (2012) *Mapping the Global Flow of Steel : From Steelmaking to*

End-Use Goods. Environmental Science and Technology 46(24), 13048–13055. https://doi.org/10.1021/es302433p.
Daehn, K. E., Cabrera Serrenho, A., Allwood, J. M. (2017) *How Will Copper Contamination Constrain Future Global Steel Recycling?* Environmental Science and Technology 51(11), 6599–6606. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00997.
Daehn, K. E., Serrenho, A. C., Allwood, J. (2019) *Finding the Most Efficient Way to Remove Residual Copper from Steel Scrap*. Metallurgical and Materials Transactions B: Process Metallurgy and Materials Processing Science 50(3), 1225–1240. https://doi.org/10.1007/s11663-019-01537-9.
Daigo, I., Fujimura, L., Hayashi, H., Yamasue, E., Ohta, S., Huy, T. D., Goto, Y. (2017) *Quantifying the total amounts of tramp elements associated with carbon steel production in Japan*. ISIJ International 57(2), 388–393. https://doi.org/10.2355/isijinternational.ISIJINT-2016-500.
Daigo, I., Tajima, K., Hayashi, H., Panasiuk, D., Takeyama, K., Ono, H., Kobayashi, Y., Nakajima, K., Hoshino, T. (2021) *Potential influences of impurities on properties of recycled carbon steel.* ISIJ International 61(1), 498–505. https://doi.org/10.2355/isijinternational.ISIJINT-2020-377.
Dworak, S., Fellner, J. (2021) *Steel Scrap Generation in the EU-28 since 1946 – Sources and Composition.* Resources, Conservation and Recycling 173, 105692. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105692.
Dworak, S., Rechberger, H., Fellner, J. (2021) *How will tramp elements affect future steel recycling in Europe? – A dynamic material flow model for steel in the EU-28 for the period 1910 to 2050*. Resources, Conservation and Recycling 179, 106072. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106072
Eurofer (2021) *European Steel in Figures 2021*.
Fellner, J., Laner, D., Warrings, R., Schustereder, K., Lederer, J. (2018) *Potential impacts of the eu circular economy package on the utilization of secondary resources*. Detritus 2(June), 16–23. https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13666.
Hatayama, H., Daigo, I., Matsuno, Y., Adachi, Y. (2010) *Outlook of the world steel cycle based on the stock and flow dynamics*. Environmental Science and Technology, 44(16), 6457–6463. https://doi.org/10.1021/es100044n.
Igarashi, Y., Daigo, I., Matsuno, Y., Adachi, Y. (2007) *Estimation of the change in quality of domestic steel production affected by steel scrap exports*. ISIJ International 47(5), 753–757. https://doi.org/10.2355/isijinternational.47.753.
Linnhoff, B., Hindmarsh, E. (1983) *The pinch design method for heat exchanger networks*. Chemical Engineering Science 38(5), 745-763. https://doi.org/10.1016/0009-2509(83)80185-7.
López, C., Pea, C., Muoz, E. (2020) *Impact of the Secondary Steel Circular Economy Model on Resource Use and the Environmental Impact of Steel Production in Chile*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 503(1), 012024. https://doi.org/10.1088/1755-1315/503/1/012024.
Pauliuk, S., Wang, T., Müller, D. B. (2013) *Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries*. Resources, Conservation and Recycling 71, 22–30. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.008.
UN Comtrade (2020) *United Nations Commodity Trade Statistics Database*. https://comtrade.un.org/db/.
Wang, T., Müller, D. B., Graedel, T. E. (2007) *Forging the anthropogenic iron cycle*. Environmental Science and Technology 41(14), 5120–5129. https://doi.org/10.1021/es062761t.
World Steel Association (2020) *Steel Statistical Yearbook 2020*. In Steel Statistical Yearbook 2020.
Zhu, Y., Syndergaard, K., Cooper, D. R. (2019) *Mapping the annual flow of steel in the United States.* Environmental Science and Technology 53(19), 11260–11268. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01016.

Sustainability & Circular Economy at voestalpine High Performance Metals Division

J.I.R. Müller[1], F.R. Eder[1] & P.E. Horner[1]
[1)] voestalpine High Performance Metals GmbH, Sustainability Platform, Vienna, Austria

ABSTRACT: Sustainability is a focus topic in the High Performance Metals (HPM) Division of the voestalpine group. Within inSPire, our sustainability framework, we are setting goals for sustainable production and reducing our carbon footprints. Circular economy is an important divisional strategic field for two years now and deals with 4 fields of action: Alternative raw material sources, Recycling of by-products, Material & scrap cycles and Zero waste. Two challenges concerning the recycling of by-products are presented in this article to show the difficulties we face when we want to recover alloy elements from our production wastes: EAF-dusts and scales. Valuable elements are lost by landfill or downcycling. Finding solutions for these challenges is part of our focus on Circular Economy in the High Performance Metals Division.

1 SUSTAINABILITY IN THE HIGH PERFORMANCE METALS DIVISION: inSPire

The High Performance Metals Division of voestalpine (HPM) has taken responsibility for the important topic of sustainability for many years. We have set ourselves the goal of supplying our customers with the highest performance while taking an environmentally friendly and sustainable approach. We follow the saying of Gro Harlem Brundtland: “Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs” (World Commission on Environment and Development 1987).

To cover ongoing and future activities, we developed the sustainability platform and the framework inspire. This includes all sustainability related activities and efforts in our division.

Our Mission: „As the world‘s leading supplier of high performance materials with a unique service network that ensures customers confidence, we establish sustainable performance beyond expectations for our planet and generations to come. With our integration of products, services and technical advisory we create a profound impact on our business area. Leading by example, we enable our customers to engage in sustainable initiatives while also driving our suppliers and partners to be at the cutting edge of essential transformation processes for tomorrow. Together, we inspire the change in our industries by always thinking and walking one step ahead. “

inSPire covers the 3 pillars of sustainability: Economy, Environment and Society. Our 4 focus topics structure our approach in all 3 pillars (Figure 1).

Fig. 1: The inSPire framework and its focus topics

Sustainable Sourcing: Operating on a global scale with more than 140 subsidiaries, our division has a major impact in global up- and downstream supply chains in our industry. By integrating sustainability, Scope 3 emission controlling and engaging in capacity building along our value chains, we aim to minimize their negative impacts.

Circular Economy: Ensuring the sustainable supply security of our key raw materials is at the heart of our activities in the circular economy. We aim to decrease the need for primary raw materials by substituting a significant amount with secondary and recycled resources. We are constantly researching on alternative raw materials and how to efficiently recycle our production by-products.

Climate Impact: The voestalpine group aims to become climate neutral by 2050. To achieve this goal, we are committed to shift our focus towards increased decarbonization, green energy and energy efficiency efforts as well as to engage in various projects and initiatives to counteract the climate crisis.

Social Impact: Throughout our interaction with global stakeholders, it is our responsibility to promote positive societal change by enabling our employees and local communities. To create social impact, we address topics such as female leadership and personal development as well as via global community engagement activities beyond organization boundaries.

In this article, Circular Economy will be the main topic showing the working areas and some use cases in the next chapter.

2 CIRCULAR ECONOMY IN THE HIGH PERFORMANCE METALS DIVISION

For a sustainable development, the availability in terms of volume and competitive costs of our key materials is becoming increasingly more important.

The key materials in our division are:

- high purity scrap,
- chromium,
- nickel,
- tungsten,
- cobalt,
- vanadium,
- molybdenum and
- graphite.

The supply security of these elements is influenced by global developments like value added growth taking place overseas and the CO_2 transformation from blast furnace to electric arc furnace, which increases the need for pure scrap. Moreover, some elements are under political influence, like tungsten, vanadium and cobalt. There is competition for use of cobalt and nickel due to the increasing production of lithium-Ion batteries for E-mobility and energy storage.
Therefore, we focus on 4 fields of action (Figure 2) to get more independent from the insecurities of supply.

Fig. 2: The 4 topics of Circular Economy

Alternative Raw Material Sources: We want to gain access to critical alloying elements via alternative processing chains. For this, we try to use recycled material from batteries and take grinding sludges from our customers back.

Recycling of by-products: Scales, dust and slags, are by-products of steel production. These contain valuable alloy elements depending on the steel grade produced. We want to recover the contained alloy elements and reduce costs of disposal.

Material and scrap cycles: Customer scrap and end-of-life (EOL) products/ tools are a valuable raw materials for us. Hence closing material and scrap loops is essential to ensure supply security, achieve sustainable economic advantages and improve the ecological footprint and recycling rate of our products.

Zero Waste: A lot of valuable wastes produced on our sites, e.g. copper cables, packaging, lubricants etc. We want to explore and implement opportunities to minimize these wastes and reuse them with added value in our own processes or in other industries. Overall, less wastes mean less disposal and landfill.

One overarching goal is to increase our recycling rate from currently 81 % to over 90 % by 2030. Moreover, all activities contribute to the goal to reduce CO_2 emissions and usage of primary raw materials by developing sustainable recycling and reuse processes.

3 GOING DEEPER INTO BYPRODUCTS – 2 CHALLENGES

High performance metals are typically alloyed with elements like chromium (Cr), cobalt (Co), copper (Cu), molybdenum (Mo), nickel (Ni), vanadium (V) and tungsten (W). These high-alloyed steels are further processed into various final products. A certain proportion of these high-grade alloying elements passes into waste materials such as slag, scale, grinding dust and filter dust during production and further processing.

Important high speed steels grades produced by voestalpine Böhler Edelstahl are S600 and S705. BÖHLER S600 is the most used high-speed steel for twist drill, taps, end mills and broaches as well as cold-work tools and components for the automotive industry. BÖHLER S705 is mainly used for high performance cutting tools. This cobalt-alloyed molybdenum high-speed steel features high hardness, excellent cutting properties, outstanding compressive strength, high hot hardness, and good toughness.

Tab. 1: Chemical composition of S600 and S705 high speed steels

wt%	C	Cr	Mo	V	W	Co
S600	0.9	4.1	5	1.8	6.2	
S705	0.92	4.1	5	1.9	6.3	4.8

Not all the elements listed in table 1 can be found in the dust of the electric arc furnace (EAF-dust). Zinc is found almost completely into the EAF dust due to its boiling point of 907 °C, as well as other volatile elements. Parts of chromium, nickel and tungsten enter the dust extraction system during charging and also due to the injection of oxygen and additional fuels by lances.

3.1 The challenge of EAF dusts

EAF (electric arc furnace) dusts at the High Performance Metals Division vary typically in their composition due to the high number of steel grades containing different alloy elements and due to the mix up of dusts from different melts. The dusts do not typically have a high zinc content but contain other valuable metals like nickel, chromium, tungsten and vanadium.

Most EAF dusts are currently treated by pyrometallurgical processes, which are usually based on the use of carbon carriers and thus contribute to CO_2 emissions (Ndlovu 2017) (Aromaa et al. 2016). EAF dusts are mostly utilized in the established Waelz process, which only focuses on gaining zinc. Other processes worth mentioning are the rotary hearth process and the DK process. (Müller 2017) Also possible is the treatment in a plasma reactor, which is, however, extremely energy-intensive due to the high melting temperatures required due to the high chromium oxide content in the dusts. Hydrometallurgical processes are an alternative for dusts with a high zinc content. Several developments have been made worldwide, some of which have been implemented on a pilot scale or even on an industrial scale. One example is the EZINEX process, which aims to recover zinc by means of leaching with ammonium chloride and subsequent electrolysis (Maccagni 2016). Another development is the modified Zincex process, in which steel mill dusts are leached with sulphuric acid. After enrichment by means of solvent extraction, the electrolysis-based zinc extraction takes place (Diaz & Martin 1994).

Therefore, we can deduct that all processes so far developed for the recycling of EAF-dusts are aimed at recovering the zinc content, as the most processed steels from electric steel plants in mass steel production contain high quantities of this metal. This is not the case for the special steels and the occurring dusts at the HPM Division. The recovery of the valuable metals like Ni, Cr, W, and V, on the other hand, are not focused by the mentioned processes and are usually neglected.
We currently target these problems with different research projects together with our partners to develop processes that can recover the valuable elements in the dust.

3.2 The challenge of scales

Scales are produced depending on the used process. Alloy elements are mainly present in the form of different types of oxides which makes the reuse in a material cycle difficult. If they are contaminated additionally with oil they may even have to be landfilled.

Mill scale is derived from various rolling processes when ingots are formed into final products. Initially ingots are first heated up. Different hot-forming processes are used to get the desired final product. Scales occur as an oxidic layer on the slabs and is removed by water ore by flaking during the rolling and along the transportation in the rolling line. The scales then fall in a collection area. The separation of different grades to collect specific combinations of alloy elements is rather difficult at these processes.

Forging scale occurs during the forging process. In forging ingots are pressed in a die to form the finished workpiece or are freely pressed into the desired shape by a movable and a fixed saddle. In both process variants, the material is heated to high temperatures and forming takes place under normal atmosphere which leads to the formation of iron oxide, called scale on the surface.

In a research project we produced and evaluated self-reducing briquettes made of scales to reduce the oxidic compounds. For these briquettes, a mixture – a recipe – of the oxides, the reducing agent carbon and a binder was developed. An example of the briquette's internal structure is shown in Figure 3.

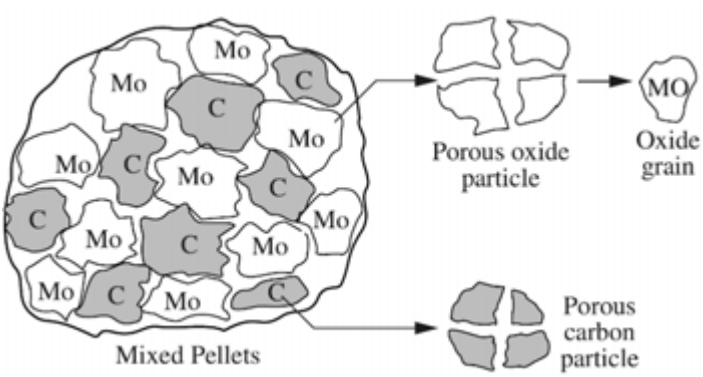


Fig. 3: Solid-state carbothermic reduction (Vignes 2011)

During the reduction two different reactions take place. The reduction on the contact surface of a carbon particle and an oxidic particle is called direct reduction. In this process a metallic or carbide metallic intermediate layer is formed at the contact point. The interlayer grows more and more as the reaction progresses, so that metal islands are formed in the interlayer. These islands cannot connect because of the rising carbon monoxide. During indirect reduction, the oxide is reduced by the increasing CO to form CO_2. In this process, the CO_2 decomposes in the presence of carbon to CO following the Boudouard balance. This reaction continues as long as carbon is present. (Vignes, 2011)

Pretests were performed with self-reducing briquettes in a submerged arc furnace to evaluate the possible yield, showing the amount of alloy elements going into the melt and how much is lost in the slag. The results showed possible yields up to 100 % for nickel, chromium and tungsten.

These results could be confirmed at an EAF, when the scrap bucket above the melt was fed with some of the briquettes. After these promising results we now face the challenge to gain the scales sorted by grade to make suitable briquettes for different melts. Keeping sustainability in mind, we also focus on the change of energy consumption and the of CO_2 emissions due to the reduction processes.

4 STATE AND OUTLOOK

The challenges to recycle by-products show only some topics of the Circular Economy team. Alloy elements can also be provided by external wastes. Every loop we want to create has its own challenges for which we need partners from industry like waste processors and from research like universities and research institutes. Our ecosystem is constantly growing, and we are always open to discuss new ideas and projects.

REFERENCES

Aromaa et al., J. (2016) New hydrometallurgical approaches for stainless steel dust treatment. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy*, pp. 242–252.

Diaz, G., & Martin, D. (1994) Modified Zincex process: the clean, safe and profitable solution to the zinc secondaries treatment. Resources, Conservation and Recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 10, Issues 1–2, pp. 43–57.

Maccagni, M. G. (2016) INDUTEC®/EZINEX® Integrate Process on Secondary Zinc-Bearing Materials. *Journal of Sustainable Metallurgy*, pp. 133–140.

Müller, J. (2017) *Stoffstrommanagement als Instrument zur Steigerung der Ressourceneffizienz der deutschen Eisen- und Stahlindustrie.* Straubing: Dissertation, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan.

Ndlovu, S. (2017) Waste Production and Utilization in the Metal Extraction Industry. London: Taylor & Francis Group.

Vignes, A. (2011) Solid-State Carbothermic Reduction. In A. Vignes, *Extractive Metallurgy 2: Metallurgical Reaction Processes.* John Wiley.

World Commission on Environment and Development (1987) *Our common future.* Oxford: Oxford University Press.

Neue wissenschaftliche Untersuchung zum Stand der Altlampenbehandlung in Deutschland

R. Brüning[1] & J. Wolf[1]
[1)] Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

KURZFASSUNG: Vom deutschen Umweltbundesamt wurde eine Studie zum Stand bei der Altlampenbehandlung in Auftrag gegeben. Ziel war es die Behandlungsverordnung vorzubereiten, die seit dem 01.01.2022 das deutsche Elektro- und Elektronikgerätgesetz (ElektroG 2015) ergänzt. Dazu galt es zu untersuchen, ob zusätzliche Anforderungen an die Behandlung von Altlampen notwendig sind. In der Studie wurde diese Frage bejaht und es wurden u.a. neue Quecksilbergrenzwerte für Outputfraktionen aus der Lampenbehandlung empfohlen.

1 HINTERGRUND UND ZIEL DER STUDIE

Das deutsche Elektro- und Elektronikgerätgesetz (ElektroG 2015) ermächtigt mit § 24 Nr. 2 die Bundesregierung weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (EAG) durch Rechtsverordnung festzulegen. Diese sogenannte „Behandlungsverordnung“ ergänzt das ElektroG3 als untergesetzliches Regelwerk.

Zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Behandlungsverordnung hat das deutsche Umweltbundesamt (UBA) das Projekt „Klärung zusätzlicher Aspekte zur Aufstellung von Behandlungsanforderungen von Elektroaltgeräten im Rahmen einer geplanten Behandlungsverordnung“ in Auftrag gegeben. In diesem wurden Untersuchungen zu den zwei Themengebiete Altlampen und Altkunststoffe durchgeführt. Hier besprochen wird die Untersuchung zum Stand der Altlampenbehandlung.

Das ElektroG 2015 gibt in der Anlage 4 einen Grenzwert von 5 mg Quecksilber (Hg) pro Kilogramm (kg) für Glasfraktionen zur Verwertung vor.

Im Rahmen des Projektes wurde untersucht, ob weitere Anforderungen an die Behandlung von Altlampen gestellt werden sollten, um den Schutz der Umwelt und die Schonung der Ressourcen zu gewährleisten. Aus den Ergebnissen sollten Empfehlungen für Behandlungsanforderungen an den Auftraggeber, das UBA, abgeleitet werden.

2 VORGEHEN UND ERGEBNISSE

Zur Informationsgewinnung wurden in dem Projekt folgende Methoden eingesetzt:

- Auswertung von Sekundärliteratur und -datenquellen
- Vor-Ort Besichtigungen der zum Zeitpunkt der Untersuchung in Deutschland tätigen Behandlungsanlagen für Altlampen mit ausführlichen Expert*inneninterviews
- Expert*inneninterviews mit weiteren Interessenträger*innen

Zunächst aus der Sekundärliteratur recherchiert wurden z.B. Typen von Lampen sowie ihre Eigenschaften und Materialzusammensetzungen. Weiterhin wurden in Verkehr gebrachte und entsorgte Mengen, Mengenentwicklungen, die Situation im europäischen Ausland, bestehende Recyclingtechnologien für Altlampen, Literaturangaben zu Materialbilanzen und Quecksilberbelastungen und die Marktsituation für Outputfraktionen aus der Altlampenbehandlung recherchiert.
Die aus der Sekundärliteratur gewonnen Erkenntnisse, wurden durch Begehungen mit Experteninterviews bei / mit den Lampenbehandlungsanlagen überprüft und erweitert. An der Untersuchung haben sich alle Lampenbehandlungsanlagen, die Mitte 2019 in Deutschland tätig waren,

beteiligt. Besucht wurden vier Behandlungsanlagen, die von drei verschiedenen Unternehmen betrieben werden. Themenstellungen der Untersuchungen bei den Behandlungsanlagen waren die Herkunft und Zusammensetzung angelieferter Mengen, das Vorgehen bei der Sortierung und Chargierung, eingesetzte Behandlungsverfahren für unterschiedliche Lampentypen, die daraus resultierende Outputfraktionen sowie auftretenden Quecksilberbelastungen der Outputfraktionen.

Die Marktsituation für Outputfraktionen wurde mit Hilfe von Expert*inneninterviews mit weiteren Interessenträger*innen untersucht. Insbesondere die nachfolgenden Gruppen wurden im Rahmen des Projekts telefonisch befragt:

- Umweltbehörden und Sonderabfallgesellschaften in den deutschen Bundesländern
- Umweltbehörden im europäischen Ausland
- Rücknahmesystemen für Altlampen
- Verbände der Entsorger und der Glasindustrie
- Hersteller von Lampenbehandlungsanlagen
- Folgebehandler für Glas- und Metalloutputfraktionen
- Glashüttenkonzerne als „Endbehandler“ im Bereich Glas.

Basierend auf den zusammengeführten Erkenntnissen aller Befragungen und Recherchen wurden in dem Projekt konkrete Handlungsempfehlungen für das deutsche Umweltbundesamt abgeleitet.

3 MENGENBETRACHTUNGEN

Ab 2017 werden in Deutschland mit leichten Schwankungen jährlich ca. 15.000 t Lampen in Verkehr gebracht und ca. 8.000 t Altlampen jährlich erfasst und verwertet. In Bezug auf die in Verkehr gebrachten Mengen gab es in den letzten Jahren einen deutlichen Anstieg des LED-Lampen Anteils von 25 % im Jahr 2016 auf ca. 60 % im Jahr 2018 und ca. 70 % im Jahr 2020 (ear 2020).

Neben den LED-Lampen, in denen kein Quecksilber enthalten ist, werden Gasentladungslampen (GEL) in Verkehr gebracht. In diesen ist, insbesondere im Leuchtpulver, Quecksilber enthalten. GEL können weiter unterschieden werden in stabförmige Leuchtstofflampen, Kompaktleichtstofflampen und weitere Hochdruck- sowie Natriumdampflampen (HID-Lampen). Stabförmige Leuchtstofflampen sowie Kompaktleuchtstofflampen werden vorwiegend in Privathaushalten oder Büros eingesetzt. HID-Lampen wurden bis vor wenigen Jahren für gewerbliche Anwendungen wie Straßen- Hallen- oder Stadionbeleuchtung genutzt. Inzwischen werden auch für diese gewerbliche Anwendungen verstärkt LED-Lampen eingesetzt.

LED-Lampen und GEL unterscheiden sich wesentlich in ihrer Materialzusammensetzung. LED-Lampen bestehen in erster Linie aus Kunstoffen sowie Elektronischenbauelementen und Metallen. In vielen Fällen haben sie gar keinen Hüllkörper aus Glas und daher auch gar keinen Glasanteil mehr. Die Hüllkörper bestehen stattdessen aus Kunststoff. Dies kann für die Behandlung herausfordernd sein, da die Kunststoffe Flammschutzmittel enthalten und nicht recycelt werden können.

GEL haben einen deutlich höheren Glasanteil als LED-Lampen. Stabförmige Leuchtstofflampen sind im Vergleich zu weiteren GEL-Typen homogener aufgebaut. Sie bestehen zu ca. 90 % aus Natrium-Kalk Glas und zu fast 10 % aus Metallen. Fast der gesamte Metallanteil entfällt dabei auf die Aluminiumendkappen. Bei Kompaktleuchtstofflampen schwankt der Glasanteil ca. zwischen 30 – 50% Masseanteil. Der Elektronik- und Kunststoffanteil liegen höher als bei stabförmigen Leuchtstofflampen. Bei HID-Lampen liegt der Glasanteil in der Regel bei bis zu 40 % und der Metallanteil bei bis zu 60 %. Bei diesen Lampen besteht der Hüllkörper in der Regel nicht aus Natrium-Kalk-Glas, sondern aus Borat- Glas. Zudem haben sie ein inneres Entladungsgefäß, dass in vielen Fällen aus transparenter Keramik besteht. Die Glasfraktion aus HID-Lampen kann daher in der Regel weniger gut verwertet werden, als die aus Leuchtstofflampen.

Der Anteil von LED-Lampen im Abfallstrom lag 2019 noch bei nur ca. 2 %. Nach Aussagen der Lampenbehandler, verhalten sich die prozentualen Anteile der Lampentypen, die zur Behandlung anfallen, wie in der nachfolgenden Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Lampentypen im Altlampenstrom in Deutschland 2019

Lampentyp	Massenprozent [%]
Stabförmige Leuchtstofflampen	Ca. 70 – 75
Kompaktleuchtstofflampen	Ca. 25
Hochdruck- und Natriumdampflampen	< 2,5
LED-Lampen	< 2,5

4 BEHANDLUNGSVERFAHREN

Von den teilnehmenden Lampenbehandlungsanlagen wurden die folgenden Behandlungsverfahren für Altlampen eingesetzt:

- Kapp-Trenn-Verfahren
- Verfahren „Blubox“
- Verfahren „System Herborn“
- Glaswaschbruchverfahren

Die drei erstgenannten Verfahren sind trockenmechanische Zerkleinerungsverfahren. Das Kapp-Trenn-Verfahren wird nur bei stabförmigen Leuchtstofflampen eingesetzt. Dazu müssen Lampen gleicher Länge zuvor chargiert werden. Es werden vergleichsweise homogene Fraktionen Natron-Kalk-Glas und Aluminium-Endkappen erzeugt.

Auch die „Blubox“ und das „System Herborn“ sind trockenmechanische Zerkleinerungsverfahren. In der „Blubox“ werden Lampen auch unchargiert behandelt. Das „System Herborn“ wird in zwei Ausführungen betrieben. Stabförmige Leuchtstofflampen werden über eine getrennte Aufgabevorrichtung zugeführt und chargiert behandelt.

Das Glasbruchwaschverfahren ist das einzige in Deutschlandvorkommende nasschemische Verfahren. Lampen werden trockenmechanisch vorbehandelt und anschließend in einer Vibrationsrinne „gewaschen“.

Neben den genannten Verfahren, kommen einzelne individuelle Vorbehandlungsverfahren und halbmechanische Verfahren für die Behandlung von HID-Lampen vor.

Nach Angaben der Lampenbehandler stellt insbesondere die Sortierung und Chargierung der Altlampen vor der Behandlung eine große Herausforderung und einen großen Kostenfaktor dar. Altlampen werden an Sammelstellen gemischt erfasst, da eine Unterscheidung von GEL und LED-Lampen von Verbraucher*innen nicht vorgenommen werden kann. Eine automatisierte Sortierung in GEL und LED-Lampen ist aktuell in den Behandlungsanlagen noch nicht implementiert. Die Altlampen werden daher händisch sortiert. Das Erkennen von LED-Lampen ist dabei auch für geübte Mitarbeiter*innen nicht einfach und zeitaufwändig, da sie in denselben Formen vorkommen wie GEL. Die Abb. 2 zeigt beispielhaft LED-Lampen die stabförmigen Leuchtstofflampen nachempfunden sind.

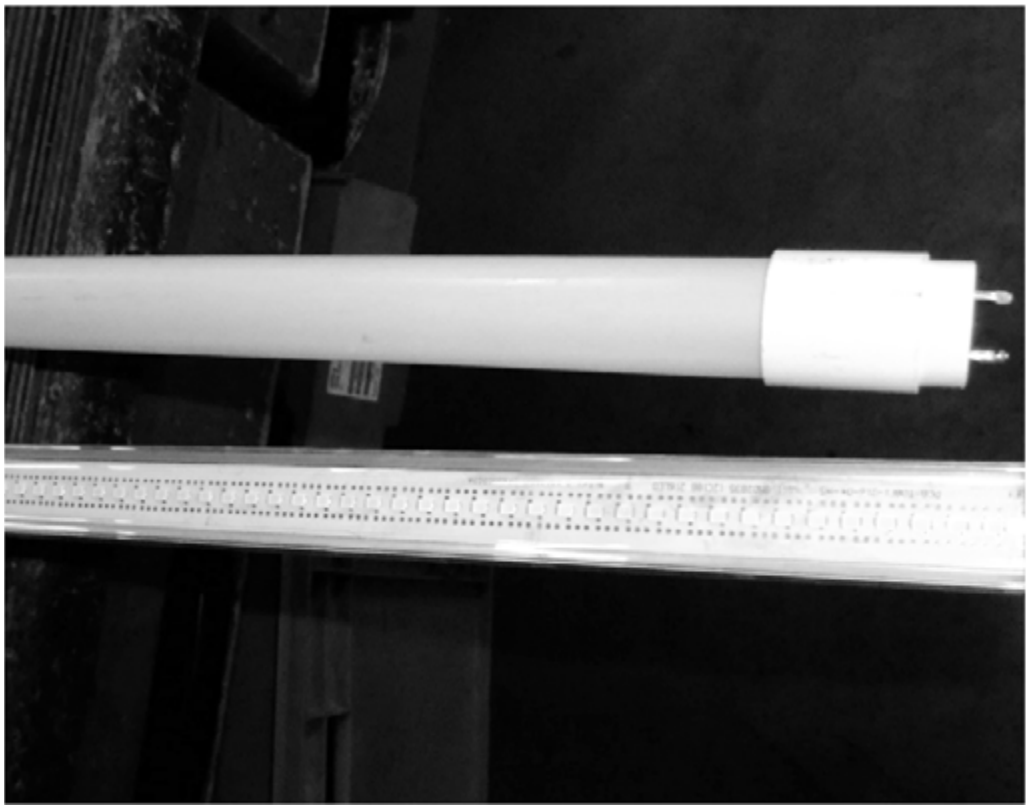


Abb. 1: Stabförmige LED-Lampen

Die Entwicklung und Realisierung automatisierter Sortierlösungen muss daher vorangetrieben werden.

5 MARKTSITUATION

Die Outputfraktionen, die bei der Lampenbehandlung entstehen, hängen neben dem eingesetzten Behandlungsverfahren von der Chargierung der Lampentypen ab. Wenn z.B. stabförmige Leuchtstoffröhren getrennt von weiteren Lampentypen behandelt werden, resultieren daraus u.a. eine Natron-Kalk-Glas und eine Aluminium-Endkappen Fraktion. Werden die stabförmigen Leuchtstoffröhren gemeinsam mit weiteren Lampentypen behandelt, entstehen Mischglasfraktionen verschiedener Korngrößen und Metall-Kunststoff-Mischfraktionen.

Die Befragungen zeigten eine angespannte Marktsituation für alle Fraktionen aus Altlampen. Die Produktion von Gasentladungslampen wurde in Deutschland aufgrund des gestiegenen Marktanteils von LED-Lampen eingestellt. Daher können Altglasfraktionen aus Gasentladungslampen nicht mehr für die Produktion von neuen Lampen verwendet werden. Stattdessen werden Altglasfraktionen aus der Behandlung von Leuchtstofflampen für die Herstellung von Baustoffen verwendet.

Der Einsatz von Glas aus Altlampen in der Neuproduktion von Glas wird nicht praktiziert. Bei der Produktion von Glas unterscheidet man die beiden dominierenden Bereiche Hohlglas/Behälterglas (z.B. Glasflaschen) und Flachglas (z.B. Fensterscheiben). Laut Aussagen von Glashütten-Betreibern, wäre ein Einsatz von Natron-Kalk-Glas aus Altlampen bei der Behälterglasherstellung theoretisch möglich. Es gibt jedoch einige Herausforderungen, die zuvor gelöst werden müssten. Dazu gehören die

- Fehlende nachgewiesene Freiheit von Schwermetallen (Quecksilber, Blei und andere störende Elemente wie Barium)
- Zu kleine Korngrößen für die optische Sortierung
- Hoher Anteil an störenden Elementen, wie Drähte und andere Metallkomponenten

Das Interesse der Industrie an der Bewältigung dieser Herausforderungen ist aufgrund der geringen Mengen an verfügbaren Glasfraktionen aus dem Altlampenrecycling gering. Daher wird damit gerechnet, dass die Verwertung in Dämmprodukten für die Bauindustrie in den nächsten Jahren der gangbare Verwertungsweg bleibt. Laut Interviewpartnern werden Glasfraktionen aus der Lampenbehandlung in Deutschland eingesetzt in:

- Glasschaumschotter (Dämmstoff)
- Glaswolle (Dämmstoff) oder als
- Trennmittel im Stahlguss.

In der Abb. 2 wird beispielhaft eine Glasfraktion aus der Lampenbehandlung gezeigt.

Abb. 2: Glasfraktion aus der Lampenbehandlung

Die Anteile der Metall-, Elektronik- und Kunststofffraktionen an den Outputfraktionen aus der Lampenbehandlung nimmt immer mehr zu, da tendenziell weniger stabförmige Leuchtstofflampen und mehr Kompaktleuchtstofflampen und LED-Lampen behandelt werden. Zu erwarten ist, dass die Menge der LED-Altlampen in den nächsten Jahren stark zunimmt. Kunststofffraktionen aus Altlampen werden in der Regel nicht recycelt, da sie mit Flammschutzmitteln belastet sind.
Langfristig könnte daher die Erfüllung der Recyclingquote (80 %) durch den steigenden Anteil an LED-Altlampen schwieriger werden.

Metallfraktionen aus der Lampenbehandlung können in der Regel an Folgebehandler vermarktet werden. Die Interviews haben allerdings ergeben, dass nur ein Teil der nachgeschalteten Behandlungsanlagen auf den Umgang mit möglicherweise quecksilberbelsteten Fraktionen vorbereitet ist.

6 EMPFEHLUNGEN

Basierend auf den zusammengeführten Erkenntnissen aller Befragungen und Recherchen wurden in dem Projekt konkrete Handlungsempfehlungen für das deutsche Umweltbundesamt abgeleitet. Dies schließt u.a. Empfehlungen für neue Quecksilbergrenzwerte für Fraktionen zur Verwertung mit ein.

Strengere Quecksilbergrenzwerte sind zum einen sinnvoll, da die Folgebehandlungsanlagen nicht auf den Umgang mit quecksilberhaltigen Fraktionen vorbereitet sind. Zum anderen gibt der europäische Cenelec Standard bereits Grenzwerte für Metallfraktionen und Metall-Kunststoffmischfraktionen zum Recycling vor. Da die befragten deutschen Lampenbehandler alle angeben, nach dem Standard zertifiziert zu sein, halten sie diesen Cenelec-Grenzwert bereits ein. Die Cenelec-Grenzwerte (CENELEC 2016) für Fraktionen zum Recycling sind:

- Glass: 10 mg Hg/kg
- Metal fractions and mixed metal/plastic fractions: 10 mg Hg/kg

Nach der Auswertung der Angaben von Lampenbehandlungsanlagen und von Sekundärliteratur wird in der diskutierten Studie empfohlen, den Grenzwert für die Glasfraktion unverändert zu lassen. Für weitere Fraktionen werden Grenzwerte empfohlen, die unterhalb der Cenelec-Grenzwerte liegen. Diese empfohlenen Grenzwerte für Fraktionen zum Recycling sind:

- Glas: 5 mg Hg/kg
- Aluminium-Endkappen: 20 mg Hg/kg
- Sonstige Fraktionen: 80 mg Hg/kg

Die o.g. Quecksilbergrenzwerte wurden vom deutschen Gesetzgeber als Teil der Behandlungsverordnung beschlossen und gelten ab dem 01.01.2022.

LITERATUR

CEN/CENELEC (2016) EN 50625-2-1 Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) - Teil 2-1: Anforderungen an die Behandlung von Lampen.

ElektroG (2015) Elektro- und Elektronikgerätegesetz vom 20. Oktober 2015 (BGBl. I S. 1739), das zuletzt durch Artikel 23 des Gesetzes vom 10. August 2021 geändert worden ist

Stiftung ear (2020) Geräteartbezogenen b2c Inputmengen. https://www.stiftung-ear.de/de/service/statistische-daten/inputmengen

Fallstudie Kühlgeräterecycling

M. Heibeck[1] & T. Mütze[1]
[1)] Helmholtz Zentrum Dresden-Rossendorf, Helmholtz-Institut Freiberg für Ressourcentechnologie, Abteilung Aufbereitung, Forschungsgruppe Recycling, Freiberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Fallstudie behandelt einen großtechnischen Recyclingversuch von 100 Kühlgeräten aus dem Haushaltsbereich in einer gewerblichen Erstbehandlungsanlage. Neben der Beobachtung von Behandlungsschritten wie z.B. der Kompressordemontage wurden die Produktfraktionen Eisen, Nichteisen und Kunststoffe für drei Kühlgerätegruppen näher analysiert. Dabei wurde ein besonderer Fokus auf die Analyse von Restverbunden gelegt. Die Versuchsergebnisse ermöglichen eine Unterscheidung zwischen Restverbunden, welche im Prozess gebildet wurden, und anderen, die durch den konstruktiven Aufbau bedingt sind. Dadurch können Potenziale für ein recyclinggerechteres Design von Kühlgeräten und Herausforderungen bei der Aufschlusszerkleinerung gezeigt werden. Außerdem können beispielsweise Leiterplatten für die Demontage leichter zugänglich angeordnet werden und Kompressoren eine einfacher und schneller lösbare Befestigung haben. Zudem kann ein Auslassventil beim verlustfreien Trockenlegen des Kältekreislaufes helfen.

1 EINLEITUNG

Kühlgeräte gehören zur Gruppe energieverbrauchsrelevanter Produkte und wurden bisher vor allem hinsichtlich ihrer Energieeffizienz und weniger für Ressourceneffizienz optimiert. Im Durchschnitt gibt es in der EU 1,6 Kühlgeräte pro Haushalt und allein im Jahr 2016 wurden 1,1 Mt bzw. 27,6 Millionen Kühlgeräte auf den Haushaltsmarkt gebracht. Der steigende Trend ist u.a. dadurch begründet, dass Kühlgeräte vergleichsweise immer günstiger angeboten werden (CECED, 2022). Auf die Herstellung, Nutzung und Entsorgung dieser Produkte entfällt ein hoher Ressourcen- und Energiebedarf sowie assoziierte Umweltauswirkungen. Der europäische Circular Economy Action Plan schlägt zur Reduzierung der Umweltauswirkung verschiedene Kreislaufwirtschaftsstrategien vor, beispielsweise umweltfreundliche Produktgestaltung für längere Nutzungsdauern, bessere Reparatur- und Recyclingfähigkeit.
Im BMBF geförderten Circular by Design Projekt wurden der Status-Quo der Recyclingfähigkeit von Kühlgeräten untersucht und daraus konzeptionelle Designvorschläge abgeleitet. Der Recyclingprozess für Kühlgeräte besteht aus den Schritten Vorbereitung (Sammlung, Transport, Vorsortierung), Vorbehandlung (Schadstoffentfrachtung, Demontage), Aufbereitung (Aufschlusszerkleinerung, Sortierung) und Refining (z.B. Metallurgie). Bei der Quantifizierung von Stoffstromverlusten in der Recyclingkette bestand eine Herausforderung in der schlechten Datenverfügbarkeit bei Erstbehandlungsanlagen. Hier wird das komplexe Produkt Kühlgerät in unterschiedliche Bauteile und Materialien zerlegt (s. Vorbehandlung und Aufbereitung). Die Qualität der intermediären Stoffströme beeinflusst die Materialrückgewinnung in den Folgeprozessen.
Zur Bewertung des Status-Quo wurde eine Experimentalstudie mit 100 Kühlgeräten in der Erstbehandlungsanlage der STENA Recycling GmbH (seit 2022: Rekular GmbH) in Baumholder, Deutschland durchgeführt. Der Versuch hatte die folgenden Ziele:

- Kühlgeräte charakterisieren,
- Massebilanz aller festen Partikelströme über die Anlage erstellen,
- Herausforderungen bei Demontage des Kompressors identifizieren,
- Effizienz der einzelnen Behandlungsschritte gemäß DIN 45555 ermitteln und
- Restverbunde identifizieren und charakterisieren.

2 KÜHLGERÄTE CHARAKTERISIERUNG

Kühlgeräte bestehen durchschnittlich aus (in Masseanteilen) 45 % Stahl, 30 % Kunststoffen (davon ca. 60 % Polystyrol), 15 % Polyurethan (Isolierschaum), 5 % Nichteisenmetallen und 5 %

anderen Stoffen wie Glas, Holz und Papier (CECED, 2022). Aus Sicht der Erstbehandler stellen Stahl, Kompressoren (Stahl & Kupfer), Polystyrol sowie die Nichteisenmetalle Aluminium und Kupfer verkaufsfähige Wertstoffe dar.
Für die Experimentalstudie wurden vom Erstbehandler 100 Altgeräte aus dem Haushaltsbereich zur Verfügung gestellt (Kühl- Gefrierkombinationen, im Folgenden als Kühlgeräte bezeichnet). Diese 100 Kühlgeräte wurden durch fortlaufende Identifikationsnummern markiert und hinsichtlich ihrer Abmessungen, Masse, Hersteller, Kältemittelart und -mengen, Befestigungsarten des Kompressors sowie Fehlteile und offensichtlichen Defekten charakterisiert.
Nach der Charakterisierung wurden die 100 Kühlgeräte in drei Gruppen unterteilt (Abb. 1): Bei 31 Geräten (Variante „schmal“) war das Kühlmodul über dem Gefriermodul angeordnet, bei den restlichen sogenannten „Side-by-side“ Geräten nebeneinander (Variante „breit“). Bei den breiten Kühlgeräten gab es zudem 32 Geräte des Herstellers Samsung. Die restlichen 37 breiten Geräte hatten zwölf unterschiedliche Hersteller.

a)

Häufigkeit:
- 31 % schmal
Masse in kg: 70 ± 10
Höhe in cm: 185 ± 12
Breite in cm: 60 ± 5

b)

Häufigkeit:
- 32 % breit-Samsung
- 37 % breit-andere
Masse in kg: 110 ± 20
Höhe in cm: 175 ± 4
Breite in cm: 90 ± 1

Abb. 1: Kühlgerätegruppen: a) schmal, b) breit (Angaben zu Breite, Höhe Masse als Mittelwerte mit Standardabweichungen)

Anhand der Typenschilder konnten für 93 Geräte Herstellungsjahre zwischen 2000 und 2021 recherchiert werden (im Mittel 2011, Standardabweichung 5 Jahre). Hinsichtlich des Anlieferungszustandes der Altgeräte wurden folgende Fehlteile und Defekte festgestellt: bei 90 % der Geräte fehlte das externe Gerätekabel, bei 85 % die Glasböden, bei 26 % war der Kältekreislauf defekt (darunter 5 % mit fehlendem Kompressor) und bei 2 % fehlte mindestens eine Leiterplatte.

3 VORBEHANDLUNG UND AUFBEREITUNG IN DER ERSTBEHANDLUNGSANLAGE

Die Verarbeitung in der hier untersuchten Erstbehandlungsanlage besteht aus zwei Stufen:
- Stufe 1: Manuelle Entfrachtung (Kältemittel und Kompressorenöl Absaugung und Demontage von Komponenten)
- Stufe 2: Mechanische Aufbereitung (Zerkleinerung und Sortierung)

Das Flussbild in Abb. 2 gibt einen Überblick über Masseanteile der Stoffströme und Produkte in der Kühlgeräte Erstbehandlung. Für die Massebilanz wurden die Kühlgeräte im Ausgangszustand, nach der Demontage und direkt vor der Zerkleinerung gewogen. Die demontierten Komponenten und Produkte der mechanischen Aufbereitung wurden am Ende gemeinsam bilanziert.

Abb. 2: Flussbild/Sankey Diagramm der Kühlgeräte-Erstbehandlung mit Masseanteilen der ausgebrachten Produkte

Folgende Betriebsgrößen wurden durch Zählerablesungen vor und nach dem Versuch ermittelt: Betriebszeit Zerkleinerer t_{Zerkl} = 4,8 h, Stromverbrauch E_{el} = 1,32 kWh für die Gesamtanlage, sowie Stickstoffverbrauch für die Zerkleinerung V_N = 1485 m^3.

3.1 Stufe 1: Manuelle Entfrachtung

In der ersten Stufe der Erstbehandlung werden Schad-, Stör- und Wertstoffe manuell entfrachtet. Dabei werden zunächst Glaseinlegeböden und Holzteile entnommen, da sie in Stufe 2 besonders die Produktfraktion PS (Kunststoff) verunreinigen würden. Außerdem werden externe Kabel und Bauteile mit besonders hoher Festigkeit und Steifigkeit (z.B. stabile Türgriffe) entfernt, da sie zu einem starken Verschleiß des Zerkleinerungsaggregats beitragen. Weiterhin werden gut auffindbare und zugängliche Wertstoffe, insbesondere Elektroteile wie Leiterplatten, Displays/Digitalanzeigen und Kupferrohre demontiert und separat gesammelt, damit sie sich bei der Zerkleinerung nicht mit den restlichen Materialien vermischen.
Anschließend wird an einer Absaugstation der Kältekreislauf trockengelegt. Die Kältemittelleitung wird dafür mit einer Zange durchstochen und das Kältemittel über einen Schlauchanschluss für ca. 4 min abgesaugt. Bei 26 % der Geräte war der Kältekreislauf bereits defekt, was dem Erfahrungswert der Anlagenbetreiber entspricht. Nach der Kältemittelabsaugung wird der Kompressor demontiert. Dies ist einer der zeitaufwändigsten manuellen Behandlungsschritte, wobei besonders die Befestigungsart die Demontagedauer des Kompressors beeinflusst: Insgesamt gab es 49 angeschraubte Kompressoren (mittlere Demontagezeit mit Standardabweichung 61 s ± 41 s), 42 gesteckte Verbindungen aus Metall (33 s ± 11 s), vier gesteckte oder genietete Verbindungen aus Kunststoff (11 s). Bei fünf Geräten waren die Kompressoren offenbar früher beraubt worden. Nach der Demontage werden die Kompressoren an einer Standbohrmaschine angebohrt und auf einem Abtropfband die eventuell im Kompressor verbliebenen unweltschädlichen Kompressorenöle aufgefangen.
Für ein recyclinggerechteres Design von Kühlgeräten existieren in Bezug auf Stufe 1 somit folgende Potenziale: Um bei der Demontage der Leiterplatten die Erfassungsrate zu steigern, sollten diese besser sichtbar und lokal konzentriert im Gerät angeordnet sein. Die Demontagedauer für Kompressoren könnten voraussichtlich durch den Einsatz von Kunststoffnieten zur Befestigung deutlich verringert werden. Für die Kältemittelabsaugung könnte ein Serviceanschluss im Sinne eines standardisierten Kältemittelauslassventils den Absaugprozess auch deutlich erleichtern und verlustfreier gestalten.

3.2 Stufe 2: Mechanische Aufbereitung

In Stufe 2 der Erstbehandlungsanlage werden die entfrachteten Kühlgeräte in einer Vier-Wellen-Rotorschere zerkleinert, um die einzelnen Wertstoffe aufzuschließen, und anschließend durch Zickzacksichter, Magnet- und Wirbelstromscheider in die Produkte Eisen (FE), Nichteisen (NE), Kunststoffe (PS) und Polyurethan getrennt. Bei der Zerkleinerung werden die Treibmittel aus dem Isolierschaum freigesetzt. Diese sind leicht entflammbar, weshalb die Zerkleinerung aufgrund des erhöhten Risikos zur Funkenbildung unter Stickstoffatmosphäre und Absaugung durchgeführt wird. Die Effizienz der Behandlungsschritte in Stufe 2 wurde über eine Probenanalyse der Produkte in Kapitel 4 bewertet.

4 ANALYSE DER PRODUKTE EISEN, NICHTEISEN UND KUNSTSTOFF

Die Probenahme für die Produkte Eisen (FE), Nichteisen (NE) und Kunststoffe (PS) erfolgte beim Abwurf in die Produktcontainern. Drei Probenahmeteams, eines je Produktfraktion, haben in festen Zeitintervallen aus dem fallenden Gutstrom Einzelproben entnommen, sodass sich Sammelproben über mehrere Kühlgeräte einer Gruppe (schmal, breit-Samsung, breit-andere) ergaben. Im Anschluss an die Experimentalkampagne wurden die Proben im Labor anhand repräsentativer Teilproben hinsichtlich ihrer Schüttdichte und Größenverteilung (Siebung) analysiert. Durch manuelle Klaubung wurden den einzelnen Partikeln außerdem Materialklassen zugeordnet und bei Materialverbunden die einzelnen Masseanteile bestimmt sowie Verbindungsarten identifiziert, die für den unvollständigen Aufschluss verantwortlich waren.

Die Ergebnisse für das Wertstoffausbringen R_W der Komponente *i* im Produkt = {FE, NE, PS} sind in Tab. 1 zusammengefasst. Das Ausbringen von Stahl und Kunststoffen in die richtigen Produktfraktionen ist hoch, die nichteisenmetallhaltigen Komponenten Aluminium, Kupfer und Kabel wurden oft in die Kunststofffraktion fehlausgetragen. Ursachen hierfür können eine niedrige Sortiereffizienz und Restverbunde sein.

Tab. 1: Wertstoffausbringen der Komponenten in die Produkte Eisen (FE), Nichteisen (NE) und Kunststoff (PS)

Komponente *i*	Masseanteil am Kühlgerät in %	$R_{W,i,FE}$ in %	$R_{W,i,NE}$ in %	$R_{W,i,PS}$ in %
Stahl	35,0	99,5	0,0	0,5
Kunststoffe	22,7	3,2	0,2	96,6
Aluminium	1,0	1,9	73,3	24,8
Kabel	0,7	4,8	0,2	95,0
Magnet	0,4	45,6	0,8	53,6
Kupfer	0,2	6,6	56,1	37,3
Andere[1]	0,1	43,5	2,1	54,4
Leiterplatten	0,1	5,7	6,1	88,2

[1)] Andere: Glas, Holz, Papier etc.

Es wurden Aufschlussgrade nach Berube berechnet, wobei keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Kühlgerätegruppen festgestellt werden konnten. Insgesamt gabt es im FE Produkt einen Masseanteil von 12,7 % unaufgeschlossener Partikel. Die Hauptursache waren hier Einklemmen einer Komponente durch bei der Zerkleinerung plastisch verformte Stahlteile (Masseanteil von ca. 60 %). Andere relevante Verbindungsarten sind flächige Klebeverbindungen (ca. 15 %, insbesondere PU an Stahlblech) sowie Schrauben, Beschichtungen und andere Formschlüsse. Im NE Produkt gab es 22 % unaufgeschlossene Partikel. Hier sind vor allem Formschlüsse aufgrund des Designs (56 %), Verklebungen (16 %), Beschichtungen (8 %, z.B. Kunststoffummantelung) und Einklemmen durch Zerkleinerungsverformung (5 %) relevante Verbindungsarten. Im PS Produkt gab es 9,1 % unaufgeschlossene Partikel, größtenteils durch Verklebung (45 %), mit Kunststoff ummantelte Kabel (26 %) und Formschlüsse wie Steckverbindungen (16 %).

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Ein recyclinggerechteres Design bei Kühlgeräten hat verschiedene End-of-Life Bereiche getrennt voneinander zu betrachten. Wird eine hohe Reparaturfähigkeit angestrebt, sind Schraubverbindungen gegenüber Steck- und Snap-fit-Verbindungen zu bevorzugen. Auch sind entsprechende Informationen zur Demontage hilfreich, die den Lebenszyklus des Geräts begleiten. Hinsichtlich einer vereinfachten Demontage beim Recycling selbst, verlustfreie Kältemittelabsaugung sowie Aufschlussfähigkeit der Verbindungsarten sind teils nicht mit den Reparaturanforderungen in Übereinstimmung zu bringen. So sind hier Schraubverbindungen eher hinderlich. Im Kontext der Optimierung von Ressourcen- und Energieeffizienz müssen somit verschiedene Anforderungsprofile miteinander abgeglichen und Kompromisslösungen gefunden werden. Außerdem muss diese Form des Designs stärker durch Regularien eingefordert werden, da den Herstellern sonst der finanzielle Anreiz fehlt.

6 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei der STENA Recycling GmbH (seit 2022: Rekular GmbH) für die erfolgreiche und offene Zusammenarbeit.

LITERATUR

CECED. (2022, 06 29). *Material Flows of the Home Appliance Industry.* Retrieved from Materialflows: http://www.materialflows.eu/assets/Material_Flows_of_the_HA_Industry_LR.pdf

Recycling und Wiederverwendung von Photovoltaik-Modulen - Aktueller Stand und Herausforderungen

A. Ledersteger[1]
[1)] lifeREcycle Ledersteger e.U., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Sortenreine Photovoltaikabfälle kommen heute erst in verhältnismäßig geringen Mengen vor. Durch den massiven Ausbau der Photovoltaik, der bereits im Gange ist, muss in den nächsten Jahren und Jahrzehnten mit stark steigenden Mengen gerechnet werden. Derzeit industriell umgesetzte Recyclingverfahren sind nicht in der Lage, die ökologisch wesentlichen Komponenten, vor allem das hochreine Silizium zurückzugewinnen. Entsprechende Verfahren existieren zwar, können aber wegen der hohen Kosten nicht industriell umgesetzt werden, ohne dass seitens der EU klare Recyclingvorgaben für PV-Module gemacht werden. Die Wiederverwendung von PV-Modulen ist eine vielversprechende Ergänzung aber kein Ersatz für qualitativ hochwertiges Recycling. Neue Ansätze im Bereich „Design for Recycling“ können ein weiterer Baustein zur Steigerung der Nachhaltigkeit von PV-Modulen sein.

1 PHOTOVOLTAIK-ALTMODULE HEUTE

Im Rahmen des „Green Deal“ werden in der EU große Anstrengungen unternommen, den Aufbau und Einsatz von Photovoltaik-Anlagen voranzutreiben. Photovoltaik liefert nachhaltige Energie mit enormem Ausbaupotential und ist damit integraler Bestandteil der anstehenden Energiewende, die die schlimmsten Folgen des menschengemachten Klimawandels und der Abhängigkeit von menschenverachtenden Regimen abfedern soll.

PV-Module haben eine durchschnittliche Lebenszeit von 20 bis 25 Jahren. In den nächsten Jahren ist daher mit stark steigenden Mengen an ausgedienten Modulen zu rechnen, für die es bisher noch keine ausreichend nachhaltigen Verwertungslösungen gibt. Bis 2050 ist alleine in Österreich mit ca. 64.000 t ausgeschiedenen PV-Modulen pro Jahr zu rechnen (Bundesministerium für Klimaschutz 2022). Zum heutigen Zeitpunkt sind die Mengen ausgeschiedener Photovoltaikmodule noch sehr gering. Der Großteil dieser Mengen wird nicht getrennt erfasst, sondern landet in diffusen Stoffströmen wie Elektronikschrott und ist daher für ein qualitativ hochwertiges Recycling nicht verfügbar.

2 PHOTOVOLTAIKMODUL-ARTEN UND DEREN RECYCLING

2.1 Arten von Photovoltaikmodulen

Im Wesentlichen unterscheidet man zwei Arten von Photovoltaikmodulen: Kristalline Silizium-Module (c-Si) und verschiedene Arten von Dünnschichtmodulen, deren Marktanteil bis ca. 2012 noch bei etwa 10% lag und die heute kaum mehr verbaut werden.

Kristalline Siliziummodule (monokristallin und polykristallin) enthalten als lichtaktive Komponente hochreines Silizium und außerdem Silber, der größte Teil davon in den Leitungsbahnen („Ribbons“). In alten c-Si-Modulen können bis zu 20 g Silber enthalten sein. Neuere Module weisen einen deutlich geringeren Silbergehalt auf (4 bis 6 g Ag/t Altmodule), Tendenz sinkend (Sander 2007).

Dünnschichtmodule enthalten als lichtaktive Komponenten amorphes Silizium(a-Si) bzw. Cadmiumtellurid oder Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid. Einige dieser Rohstoffe sind giftig und selten, können jedoch aufgrund der geringen Gehalte nicht wirtschaftlich rückgewonnen werden.

Dünnschichtmodule auf Silizium-Basis sind von anderen Dünnschichtmodulen optisch schwer unterscheidbar.

2.2 Recycling von kristallinen Siliziummodulen

Kristalline Siliziummodule bestehen zu 2 bis 4 % aus hochreinem Silizium. Für das Jahr 2050 ergibt das in Österreich eine Prognosemenge von 1300 bis 2600 t Silizium-Waver-Schrott.
Ältere c-Si-Module enthielten noch dickere Si-Wafer (ca. 400 µm), neue Wafer haben nur mehr eine Dicke von 190 µm. Eine Rückgewinnung intakter Wafer ist daher kaum noch möglich. Es kann lediglich mit hohem Aufwand eine Wafer-Bruchfraktion hergestellt werden, die als Ausgangsmaterial für die Produktion neuer Wafer verwendet werden kann.
Wie die Ökobilanzierung zeigt, ist Silizium-Rückgewinnung vor allem aus ökologischer Sicht sehr wichtig, weil die Herstellung hochreinen Siliziums sehr viel Energie benötigt. So kann das GWP eines Photovoltaikmoduls um über 20% vermindert werden, wenn das enthaltene Silizium am Ende der Modul-Lebenszeit rückgewonnen wird (Sander 2007). Die Produktion von 1 kg hochreinem Silizium verbraucht ca. 80 kWh und setzt etwa 50 kg CO_2 frei. Für jedes MW produzierter PV-Module betragen die durch das Silizium verursachten CO_2-Emissionen 200 t.
Aus heutiger Sicht ist die Rückgewinnung von Silizium aus PV-Modulen ökonomisch nicht interessant. Erst wenn zu erwartende Recycling-Richtlinien für PV-Module seitens der EU vorgegeben bzw. entsprechende Lenkungssteuern zur Kostenwahrheit eingeführt werden, kann die Rückgewinnung von hochreinem Silizium vorangetrieben werden.
In einer ersten Pilotanlage zum Recycling von PV-Modulen in Deutschland konnte nachgewiesen werden, dass eine Rückgewinnung von intakten und zerbrochenen Si-Wafern möglich ist. Unter anderem verursachte der niedrige Durchsatz bei diesem Verfahren relativ hohe Kosten und führte zu dessen Einstellung (Kummer 2020).

Das sogenannte PV-Recycling beschränkt sich heute im Wesentlichen auf die Rückgewinnung der Glasfraktion und des Aluminium-Rahmens. So können quantitative Recyclingquoten eingehalten werden, es findet jedoch kein echtes Recycling statt, weil gerade die in der Herstellung klimaschädlichste Komponente, das hochreine Silizium nicht rückgewonnen wird.

Ein Beispiel ist die Reiling Unternehmensgruppe, die an verschiedenen Standorten in Deutschland PV-Module verwertet. Dabei wird ein rein mechanisches Verfahren angewandt: Manuelle Demontage des Aluminiumrahmens, Grobzerkleinerung mittels Einwellenshredder, Abtrennung des Folienlaminats vom Glas (Hammermühle), Handklaubung von Verunreinigungen, Metallabtrennung mittels Magnet- u. Wirbelstromabscheidung, Absaugung der vom Glas getrennten Kunststoffe, optische Sortierverfahren zur Ausscheidung von Verunreinigungen.
Die so hergestellte Glasfraktion geht in die Schaumglasproduktion. Die Verunreinigungen des Glases erlauben keinen höherwertigen Einsatz in der Hohl- und Flachglasproduktion. Auf diese Weise wird zwar eine Recyclingquote von 80% erreicht, wertvolle Rohstoffe gehen aber verloren. Der Si-Waver-Schrott landet in diesem Fall in einer zu entsorgenden Restfraktion bzw. als Verunreinigung in der Glasfraktion.

Es gibt auch schon seit Längerem verschieden Projekte, die ein tiefergehendes Recycling von PV-Modulen zum Ziel haben. Ein Beispiel ist die Pilotanlage der Firma Lux Chemtech GmbH (ehem. Loser-Chemie) in Tangermünde. In dieser Anlage erfolgt zunächst eine manuelle Vorsortierung in verschiedene Modultypen. Die Module werden dann selektiv vorzerkleinert, wodurch die Halbleiterschichten freigelegt werden. Die Trennung Glas – Kunststoff erfolgt hier chemisch. Glas kann sehr rein rückgewonnen werden und ist somit in der Flachglasproduktion einsetzbar. Mittels $AlCl_3$-Lösung werden aluminiumhaltige Schichten gelöst. Silber wird als Silbernitratlösung gewonnen. Das Silizium wird sehr rein wiedergewonnen, sodass aus dem Waver-Schrott wieder neue Wafer hergestellt werden können.

Ein laufendes von der EU mit 4,8 Mio. € über EIT Raw Materials gefördertes Projekt trägt den Titel ReProSolar. Unter der Leitung von Veolia Deutschland haben sich mehrere Unternehmen aus dem öffentlichen und privaten Sektor, die entlang der Wertschöpfungskette des Recyclings von PV-Modulen agieren, zusammengeschlossen. Bis 2023 sollen 5.000 Tonnen stillgelegter

PV-Module jährlich in einer Demonstrationsanlage verarbeitet werden. Das Projekt läuft vorerst bis Jänner 2025.
Bei diesem Verfahren steht Rückgewinnung in PV-Modulen enthaltener wertvoller Metalle und des hochreinen Siliziums im Vordergrund.
In diesem Partnerprojekt bringt ROSI seine Expertise in der Reinigung von Silizium und Silber ein, FLAXRES steuert einen Delaminierungs-Prozess bei. Evonik bietet neue Verfahren zur Silizium-Produktion. Grenoble INP ist für die Qualität der recycelten Materialien zuständig und TECNALIA wird den ökologischen Gesamtnutzen mittels LCA messen. Das Projekt wird von Veolia Deutschland koordiniert (EIT Raw Materials 2021).

2.3 Recycling von Dünnschichtmodulen

Es existiert nur eine Anlage im Regelbetrieb für das Recycling von Cadmiumtellurid (CdTe-) Modulen in Deutschland. Diese Anlage wird von der Firma First Solar Manufacturing GmbH in Frankfurt/Oder betrieben. Bei diesem Prozess erfolgt die Delamination durch 2-stufige Zerkleinerung (Brechen / Hammermühle auf 5 mm). Durch die Trennung von Glas und Kunststoff wird das Halbleitermaterial freigelegt. Die Halbleiterschicht wird dann mittels H_2SO_4 u. H_2O_2 in einer Edelstahltrommel gelöst. Ein Schraubenentwässerer trennt Feststoff und Säure. Glas und Folie werden durch Siebung getrennt u. gewaschen. Aus der Lösung werden Cd und Te gefällt und anschließend in einer Raffinerie aus dem Filterkuchen zurückgewonnen.
Angaben zur Recyclingrate von Cd und Te liegen nicht vor. First Solar nimmt über ein freiwilliges Sammelsystem nur Eigenmodule zurück. Dünnschichtmodule anderer Hersteller werden nicht übernommen.

3 WIEDERVERWENDUNG VON PHOTOVOLTAIKMODULEN

„Refurbishing“ von gebrauchten PV-Modulen ist ein interessanter neuer Ansatz, der z. B. von der Firma Rinovasol GmbH in Weiden verfolgt wird. Die Firmenbetreiber geben an, dass 93% der ausgeschiedenen Module aufbereitet und dem Markt wieder zugeführt werden können. Bei den meisten beschädigten Modulen sind nur die Rückseitenfolien brüchig oder rissig, wodurch Feuchtigkeit in das Modul eindringt. Durch Erneuerung der Rückseitenabdeckung mit einem Spezialpolymer können die Photovoltaikmodule in einen zweiten Lebenszyklus geschickt werden. Selbst wenn solche „alten“ Module oft einen geringeren Wirkungsgrad haben als neu hergestellte, sind sie für zahlreiche Anwendungen und auch für den Einsatz in wirtschaftlich benachteiligten Ländern oft die beste Wahl.

4 RECYCLING-GERECHTES DESING VON PHOTOVOLTAIKMODULEN

Es gibt erste Ansätze von PV-Modulen, die in Hinblick auf vollständige Wiederverwendbarkeit bzw. stoffliche Verwertbarkeit optimiert sind. Ein Beispiel sind sogenannte „NICE“-Module.

Im Unterschied zu laminierten Standardmodulen liegen die Hauptkomponenten der NICE (New Industrial Cell Encapsulation) - Module nicht in Verbundform vor, es gibt keine Verlötungen oder Laminierungen. So können diese Module einfach und kostengünstig in ihre ursprünglichen Komponenten zerlegt werden, sodass Gläser, Kupferverbindungen und die eigentlichen Solarzellen als vollständige Teile und frei von Anhaftungen für Wiederverwendung oder High-quality Recycling gewonnen werden (Einhaus 2018).

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Um grünen Solarstrom, eine der wichtigsten Säulen des Green Deal, nicht durch unzureichende Recyclingverfahren für ausgediente PV-Module indirekt mit CO_2-Emissionen zu belasten, bedarf es besserer und tiefergehender Verwertungsverfahren, die vor allem das hochreine Silizium einem echten Recycling zuführen. Zusätzlich sollte der Bereich der Vorbereitung zur Wiederverwendung ausgedienter PV-Module möglichst weit ausgebaut werden. Neue Module sollten für optimale Recyclingfähigkeit gestaltet werden.

LITERATUR

Bundesministerium für Klimaschutz, U. E. (2022). Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2022 Teil 1; Entwurfsfassung zur Konsultation. Wien, Österreich.

Einhaus, R. M. (2018). *Recycling and Reuse potential of NICE PV-Modules.* (IEEE, Hrsg.) Von https://ieeexplore.ieee.org/document/8548307/authors#authors abgerufen.

EIT Raw Materials (2021). European project ReProSolar led by Veolia Germany will test full photovoltaic recycling on an industrial scale). Von https://eitrawmaterials.eu/european-project-reprosolar-led-by-veolia-germany-will-test-full-photovoltaic-recycling-on-an-industrial-scale/ abgerufen.

Kummer, S. S. (2020). *Empfehlungen des UBA für die Weiterentwicklung der Behandlungsanforderungen nach ElektroG.* (U. Deutschland, Hrsg.) Von https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/empfehlungen-des-uba-fuer-die-weiterentwicklung-der abgerufen.

Sander, K. S. (2007). *Studie zur Entwicklung eines Rücknahme- und Verwertungssystems für Phtovoltaische Produkte.* Von https://epub.sub.uni-hamburg.de/epub/volltexte/2012/12655/pdf/Gesamtbericht_PVCycle_de abgerufen.

Qualitative und quantitative Analyse von gemischten Kunststoffabfällen

P. Clemenz[1], M. Schäfer[1], M. Sturm[1] & H. Schnettler[2]
[1)] Hochschule Zittau/Görlitz, ZIRKON, Zittau, Deutschland
[2)] Pla.to GmbH, Görlitz, Deutschland

KURZFASSUNG: Folienabfälle gelten aufgrund des hohen Anteils an Verbundmaterialien gegenwärtig noch immer als schwer zu recyclen und werden daher meist thermisch verwertet. Aufgrund ihres hohen Anteils am Gesamtaufkommen der Kunststoffabfälle ist es daher unumgänglich zur Erfüllung der gesetzlich geforderten Recyclingquoten neue Technologien zur Aufbereitung von gemischten Folienfraktionen zu entwickeln und voranzutreiben. Im Rahmen des Forschungsprojektes SAMSort, hat die Pla.to GmbH, Görlitz in Kooperation mit dem ZIRKON, Hochschule Zittau/Görlitz einen zweistufigen Prozess entwickelt, welcher es ermöglicht die für das Recycling kritischen Verbundfolien von sogenannten Singlelayern, also Folien die nur aus einem Kunststoff bestehen, zu separieren. Diese Folien bestehen überwiegend aus Polyethylen (PE) und lassen sich vergleichsweise einfach in den Kunststoffkreislauf zurückführen. Um die Effizienz des Sortierprozesses bewerten zu können, ist es erforderlich den Wertstoffgehalt im Aufgabematerial sowie in den Sortierprodukten zu kennen. Im Rahmen dieses Beitrages wird eine Methode vorgestellt, die es erlaubt die stoffliche Zusammensetzung einer unbekannten thermoplastischen Folienfraktion sowohl qualitativ als auch quantitativ zu bestimmen.

1 MOTIVATION

Mit dem im Jahr 2019 beschlossenen „Green Deal“ fordert die Europäische Union von seinen Mitgliedsstaaten, dass bis zum Jahr 2030 mindestens 55 % der anfallenden Kunststoffverpackungsabfälle recycelt werden (Lumpe & Rossig 2021). An die Aufbereitung und Sortierung von gemischten Kunststoffabfällen resultieren daraus hohe Anforderungen, da nur bei einer entsprechenden Reinheit der Rezyklate ein höherwertiges werkstoffliches Recycling überhaupt erst möglich wird. Zur Bewertung der gewonnenen Sortierprodukte ist es somit erforderlich, deren qualitative und quantitative Zusammensetzung zu bestimmen. Insbesondere bei Verbundmaterialien geraten bewährte Methoden, wie beispielsweise die Dichtefraktionsanalyse, an ihre Grenzen. Bei der hier vorgestellten Methode handelt es sich um eine Kombination aus thermischer Analyse und selektiver Inlösungnahme, die es ermöglicht die stoffliche Zusammensetzung von thermoplastischen Polymergemischen zu bestimmen und anschließend, durch das Herauslösen einzelner Komponenten, deren Massenanteil an der Mischung zu quantifizieren.

Anlass zur Entwicklung der Methode ist ein Verbundprojekt zwischen dem ZIRKON, Hochschule Zittau/Görlitz und der Pla.to GmbH, Görlitz, in dem es um die Aufbereitung von Folienabfällen aus dem Post-Consumer-Bereich geht. Erschwert wird das werkstoffliche Recycling dieser Fraktion durch die Tatsache, dass es sich bei einem erheblichen Teil dieser Folien um mehrschichtiges Verbundmaterial handelt. Denn erst durch den Verbund von verschiedenen Polymeren lassen sich Verpackungen gezielt an die Bedürfnisse des jeweiligen Produktes anpassen. Neben diesen komplexen Mehrschichtfolien gibt es aber auch Folien, die nur aus einem Kunststoff bestehen. Diese Singlelayer bestehen überwiegend aus Polyethylen und werden z. B. bei Tragetaschen, Abfallsäcken und im Supermarkt als Tüten für Obst und Gemüse eingesetzt. Folien aus PE sind nicht nur preiswert in der Herstellung, sondern auch leicht durch Wiedereinschmelzen werkstofflich zu recyclen. Voraussetzung dafür ist, dass sie sortenrein von den Multilayer-Folien getrennt werden können. Um den zur Bewältigung dieser Problemstellung von der Pla.to GmbH entwickelten zweistufigen Prozess zu bewerten, ist es erforderlich den Wertstoffgehalt (PE) im Aufgabematerial sowie in den Sortierprodukten zu bestimmen.

2 METHODENENTWICKLUNG

Die quantitative Bestimmung eines definierten Polymers innerhalb einer Kunststoffprobe erfolgt über die Auswahl eines geeigneten Lösemittels, welches die Zielfraktion möglichst vollständig in Lösung übergehen lässt, alle weiteren Polymere jedoch nicht. Dazu ist es zunächst erforderlich, die qualitative Zusammensetzung einer entsprechenden Probe zu ermitteln. Bewährt hat sich dazu insbesondere aufgrund des hohen Anteils an Verbundmaterialien in Folienabfällen die dynamische Differenzkalorimetrie. Mit dieser Methode können die beim Phasenübergang von Thermoplasten auftretenden Enthalpieänderungen gemessen und anhand der dazugehörigen stoffspezifischen Schmelztemperatur einzelnen Polymeren zugeordnet werden. Die gebräuchlichsten Kunststoffe, die bei der Herstellung von Folien für den Verpackungsbereich Verwendung finden, sind Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyethylenterephthalat (PET), Polyamid (PA) und Ethylen-Vinylalkohol-Copolymer (EVOH). Die Crux bei der Separation dieser Kunststoffe ist die Trennung der gleichermaßen unpolaren Polyolefinen PE und PP. In Vorversuchen wurde daher anhand von definierten Mischungen aus PE- und PP-Folie untersucht, ob die Problemstellung lösbar ist. Alle Proben werden vor der Analyse mittels Ultrazentrifugalmühle ZM 200 der Firma Retsch GmbH auf den Korngrößenbereich x ≤ 1 mm zerkleinert. Als Lösemittel kommt Xylol zum Einsatz. Entscheidende Parameter für eine selektive Inlösungnahme sind die Temperatur des Lösemittels sowie die Aufenthaltszeit der Probe im Medium. Das unlösliche Material kann nach der Behandlung mittels Siebung von der Lösung abgetrennt werden. Die Rückgewinnung des gelösten Kunststoffes erfolgt anschließend durch Vakuumfiltration. Die einzelnen Schritte der Versuchsdurchführung zeigt Abb. 1.

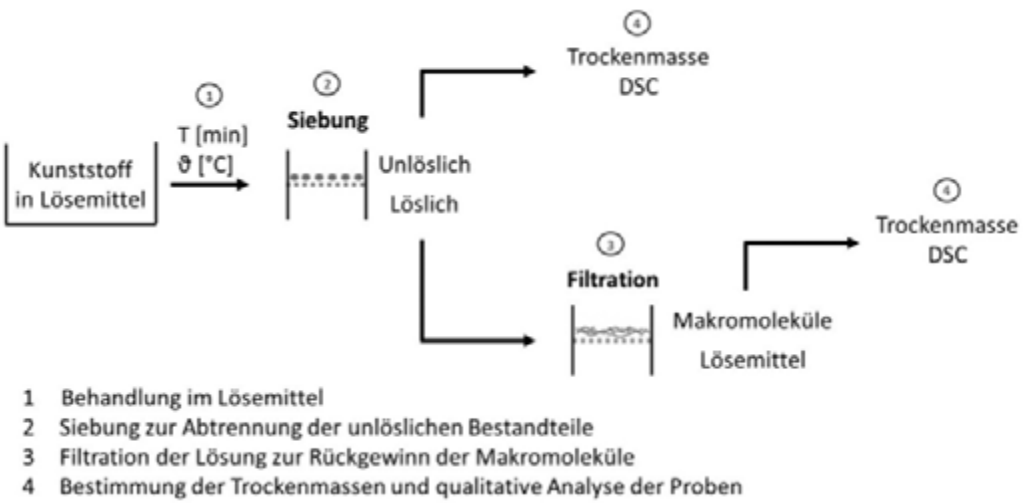


Abb. 1: Schema der Versuchsdurchführung

Um eine selektive Inlösungnahme der beiden Polymere qualitativ nachzuweisen, werden Siebrückstand und Filterkuchen im Anschluss mittels dynamischer Differenzkalorimetrie untersucht. Einen Eindruck von den dabei untersuchten Proben gibt Abb. 2. Die dazugehörigen Schmelzkurven sind in Abb. 3 dargestellt.

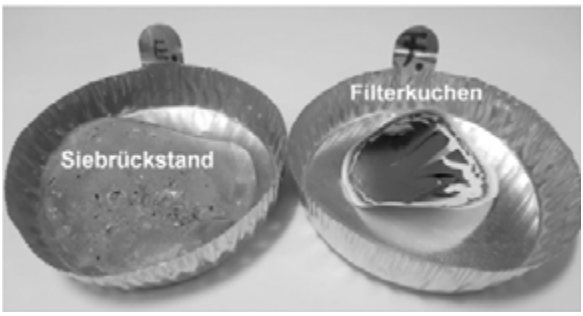


Abb. 2: Siebrückstand und Filterkuchen nach selektiver Inlösungnahme

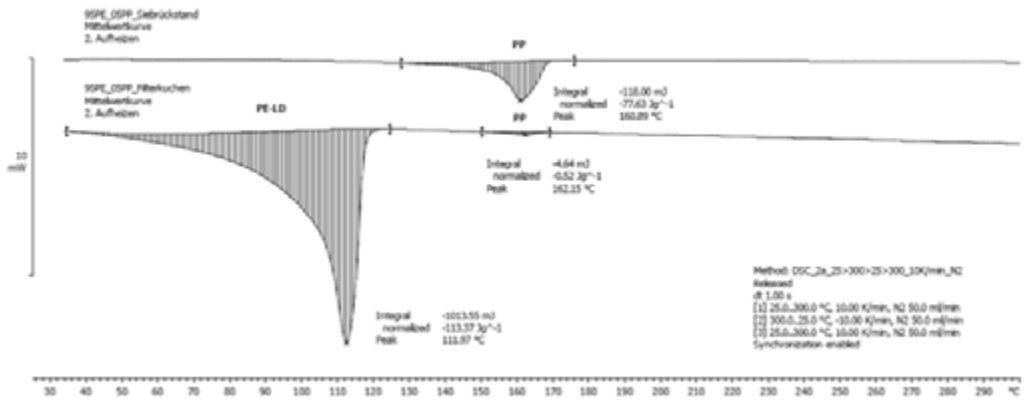


Abb. 3: 95% PE : 5% PP – Schmelzkurven für Siebrückstand und Filterkuchen

In den Versuchen hat sich gezeigt, dass grundsätzlich eine Separation der beiden Polymere möglich ist. PE geht bei entsprechenden Versuchsparametern vollständig in Lösung. Jedoch ist es bislang nicht zu vermeiden, dass auch PP vom Lösemittel oberflächlich angelöst wird und somit in geringem Maß mit in die Lösung gelangt. Die Menge an Polypropylen in der Lösung ist dabei proportional zur Einwaage. Im Umkehrschluss lässt sich daraus für den Massenanteil PE in der Mischung eine Korrekturfunktion ableiten, unter deren Anwendung mittels eines Faktors das Ergebnis nach Abb. 4 entsprechend korrigiert werden kann.

Mischung			
PE [%]	75	85	95
PP [%]	25	15	5
Versuchsauswertung			
PE [%]	80,88	88,28	95,89
PP [%]	19,12	11,72	4,11
Korrekturfaktor			
K_{PE}	0,9255	0,9566	0,9885
Korrigierte Massenanteile			
PE [%]	74,85	84,45	94,79
PP [%]	25,15	15,55	5,21

Abb. 4: Auswertung der Versuche mit definierten Folienmischungen aus PE und PP

Mithilfe des Korrekturfaktors konnten die eingestellten Mischungsverhältnisse durch selektive Inlösungnahme ermittelt werden.

3 QUALITATIVE UND QUANTITATIVE ANALYSE REALER FOLIENABFÄLLE

Nachdem die Technologie zur Aufbereitung sowie die anschließende Analytik anhand von definierten Materialien erprobt wurden, folgt nun ein Großversuch mit realem Folienabfall. Die Probenahme erfolgt dabei vor dem Prozess aus dem ruhenden Gut und nach der Sortierung durch Windsichten am Austrag des Steig- bzw. Sinkgutes. Die gewonnenen Einzelproben wurden zu Laborproben vereint, mittels Riffelteiler verjüngt und anschließend auf x ≤ 1 mm kryogen zerkleinert. In einem ersten Schritt kann nun mittels thermischer Analyse die stoffliche Zusammensetzung des Aufgabematerials ermittelt werden. Die Ergebnisse der Messung zeigt Abb. 5.

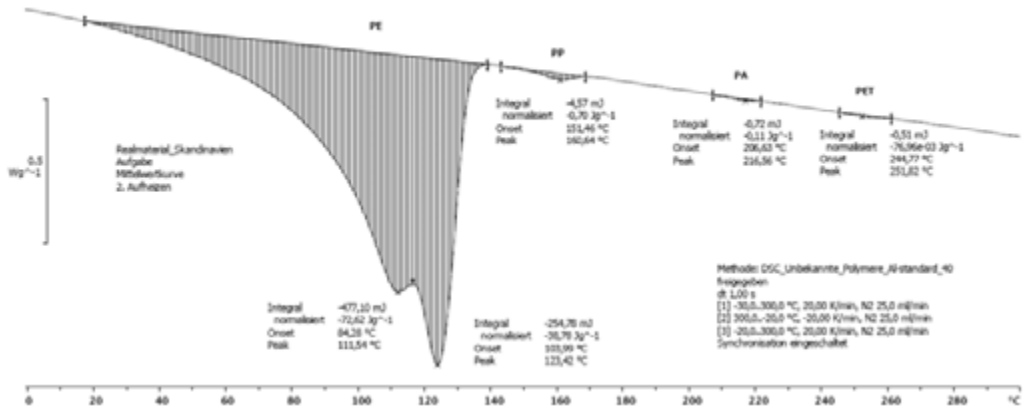


Abb. 5: Realer Folienabfall – Schmelzkurve des Aufgabematerials

Im Material enthalten sind demnach die Polymere PE, PP, PA und PET. Bereits die thermische Analyse deutet aufgrund der vergleichsweise hohen Schmelzenthalpie im Bereich der verschiedenen PE-Typen auf einen hohen Anteil dieser Kunststoffgruppe im Material hin. Dies ist darauf zurückzuführen, dass PE auch in Verbundfolien oft als Trägermaterial für verschiedene Barriereschichten eingesetzt wird. Der genaue Massenanteil lässt sich jedoch aus einer DSC-Kurve nicht ableiten. Für die uneingeschränkte Recyclingfähigkeit von sortierten PE-Fraktionen ist in der Praxis ein Wertstoffgehalt von über 95 % anzustreben (Institut cyclos-HTP GmbH 2021).

Im zweiten Schritt kann nun mittels selektiver Inlösungnahme der genaue Massenanteil PE in der Aufgabe sowie in den Sortierfraktionen bestimmt werden. Ausgehend von 91 % PE im Aufgabematerial konnte durch den im Rahmen des Projektes entwickelten Prozess eine Wertstoffanreicherung auf über 95 % realisiert werden. Damit stellt die Technologie einen innovativen Ansatz zur Aufbereitung von bisher nur unzureichend recyclebaren Folienfraktionen dar.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Mit der entwickelten Methode ist es möglich den Gehalt an PE in einem folienspezifischen Kunststoffgemisch zu bestimmen. Auch eine exakte Bestimmung des Anteils PP ist bei hinreichender Probemenge realisierbar. Eine Übertragung auf andere Kunststoffgemische auch im Bereich der Hartkunststoffe ist bei Auswahl geeigneter Lösemittel möglich und wird derzeit im Rahmen von weiterführenden Untersuchungen erprobt.

LITERATUR

Institut cyclos-HTP GmbH. (2021) *Prüfung und Testierung der Recyclingfähigkeit.* Aachen: Institut cyclos.

Lumpe, C., & Rossig, J. (06. 05 2021). *Die Folgen des Green Deal für die Plastikwirtschaft.* Abgerufen am 07. 07 2022 von https://home.kpmg/de/de/home/themen/2021/05/whitepaper-die-folgen-des-green-deal-fuer-die-plastikwirtschaft.html

Vergleich der Analysemethoden ICP-MS und XRF für die Analyse komplexer Abfallproben – Fallbeispiel PCBs

A. Jandric[1], C. Zafiu[1], F. Part[1] & S. Salhofer[1]
[1)] Universität für Bodenkultur Wien, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft (ABF-BOKU), Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Herausforderung bei der Bestimmung der Materialzusammensetzung komplexer Abfallproben besteht darin, dass sie oft aus einer sehr heterogenen Mischung organischer und anorganischer Verbindungen bestehen. Zu den komplexesten elektrischen Bauteilen gehören Leiterplatten (PCBs), die in der Elektronik-, Automobil- oder Luftfahrtbranche unverzichtbar sind. Sehr häufig wird die Massenspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) als Analysemethode für komplexe Umweltproben zur Bestimmung ihrer chemischen Zusammensetzung verwendet. Daher wird die ICP-MS auch bei Leiterplatten eingesetzt. Die Röntgenfluoreszenz (engl. X-ray fluorescence, XRF) stellt eine kostengünstige, alternative Analysemethode dar, die eine vergleichsweise einfache Probenvorbereitung erfordert und relativ schnell Ergebnisse liefert. In diesem Beitrag wird die Anwendbarkeit der XRF-Methode für die Analyse von Leiterplatten untersucht. Zu diesem Zweck wurden Leiterplattenproben in drei Probengruppen unterteilt: Proben, die nur aus Metallen bestehen, Proben mit einem mittleren Metallgehalt und Proben mit einem geringen Metallgehalt. Parallel zu den XRF-Messungen wurden die gleichen Proben mit ICP-MS gemessen, um auf diese Weise die Anwendbarkeit bzw. Genauigkeit der XRF-Methode zu beurteilen. Erst wenn eine hohe Genauigkeit der XRF-Methode gegeben ist, kann diese kostengünstige und vor allem sehr schnelle Methode zukünftig für die Grenzwertüberwachung oder Qualitätssicherung von Rezyklaten aus PCBs herangezogen werden.

1 EINLEITUNG

Die Herausforderung bei der Bestimmung der Materialzusammensetzung komplexer Abfallproben besteht darin, dass sie sich oft aus einer sehr heterogener Mischung von organischen und anorganischen Verbindungen zusammensetzen. Zu den komplexesten elektrischen Bauteilen gehören die Leiterplatten (engl. printed circuit boards, PCBs), die in der Elektronik-, Automobil- oder Luftfahrtbranche unverzichtbar sind. Es gibt eine Vielzahl von Leiterplatten-Anwendungen, Modellen und Größen. Außerdem unterliegen sie einer raschen technologischen Entwicklung, die zu unterschiedlichen Materialzusammensetzungen führt. Derzeit wird die Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (engl. inductively coupled plasma mass spectroscopy, ICP-MS) als Multielement-Analysemethode für komplexe Abfallproben verwendet, um die chemische Zusammensetzung zu bestimmen (Bookhagen et al. 2018). Daher wird ICP-MS auch für Leiterplatten angewandt. Eine durchgeführte Literaturrecherche von Jandric et al. (2018) hat gezeigt, dass in mehr als 80% aller wissenschaftlichen Arbeiten ICP-basierte Analysemethoden zur Bestimmung der Materialzusammensetzung von PCB verwendet wurden, während die Röntgenfluoreszenz (engl. X-Ray fluorescence, XRF) in etwa 10% der veröffentlichten Studien eingesetzt wurde. Dieses Ergebnis deckt sich gut mit ähnlichen Literaturstudien (Korf et al. 2019, Sassanelli et al. 2021). Während ICP-basierte Analysemethoden eine aufwändige Probenvorbereitung inkl. Säureaufschluss und Gerätekalibrierung erfordern, benötigt die Röntgenfluoreszenz homogenes Material, kann aber feste Proben direkt ohne aufwändige Probenaufbereitung analysieren. Die Vorteile von XRF im Vergleich zu ICP-basierten Methoden sind die sehr schnelle (von wenigen bis mehreren Minuten Messzeit), anwenderfreundliche und vor allem kostengünstige Anwendung.
Für diesen Beitrag wurde die Genauigkeit der XRF-Methode für die Analyse von Leiterplatten untersucht. Zu diesem Zweck wurden die Leiterplattenproben in drei Probengruppen eingeteilt: Proben, die ausschließlich aus Metallen bestehen, Proben mit einem mittleren Metallanteil und Proben mit geringem Metallanteil. Parallel dazu wurden die gleichen Proben mittels ICP-MS gemessen. Aus den Ergebnissen Aussagen zur Genauigkeit der XRF-Methode getroffen werden.

2 ANGEWANDTE METHODIK

Im Rahmen dieser Studie wurden verschiedene Komponenten analysiert, die von der PC-Hauptplatine stammen. In dem ersten Schritt wurden alle Komponenten (< 5mm) manuell mit einer Zange und einer Heißluftpistole demontiert. Nach der Demontage wurden die Bauteile entsprechend ihrer Funktion auf der Hauptplatine und ihrer physikalischen Eigenschaften in 16 verschiedene Kategorien eingeteilt (z. B.: Substrat, CPU, PCI-Anschlüsse etc.). Im nächsten Schritt wurden die Bauteile mit einer Schneidmühle (Retch™ SM 2000) zerkleinert und mit einer Zentrifugalmühle (Retsch™ ZM 200) pulverisiert.
Für die ICP-MS-Analysen wurden von jeder Komponentenkategorie ca. 0,5 g der Probe in 9 mL HCl und 3 mL HNO_3 (Königswasser) in einer Labormikrowelle (CEM™ Mars 6) aufgeschlossen. Nach dem Königswasseraufschluss wurden die Proben aufgrund sehr unterschiedlicher Elementkonzentrationen in drei Verdünnungsreihen (1:100, 1:10.000 und 1.000.000) der ICP-MS-Analyse zugeführt. Für die XRF-Vergleichsmessungen wurden mehrere Probenpresslinge pro Komponentenkategorie erstellt. Jeder Probenpressling wog im Durchschnitt 1 g, hatte einen Durchmesser von 13,1 mm und eine Höhe von 2,0 mm. Jeder Pressling wurde auf beiden Seiten mit einem tragbaren XRF-Gerät (Niton™ XL3t, Thermofisher Scientific) in zwei Messmodi, Boden- und Metallmodus. Die Messungen v, für insgesamt 100 s pro Probe analysiert. Die Messungen im Bodenmodus umfassten eine Gesamtmesszeit von 100 s pro Probe mit folgender Filterkonfiguration: 60 s Standardfilter, 20 s Niedrigfilter und 20 s Hochfilter. Die Messungen im Metallmodus umfassten eine Gesamtmesszeit von 80 s mit folgender Filterkonfiguration: 60 s Standardfilter und 20 s Hochfilter.

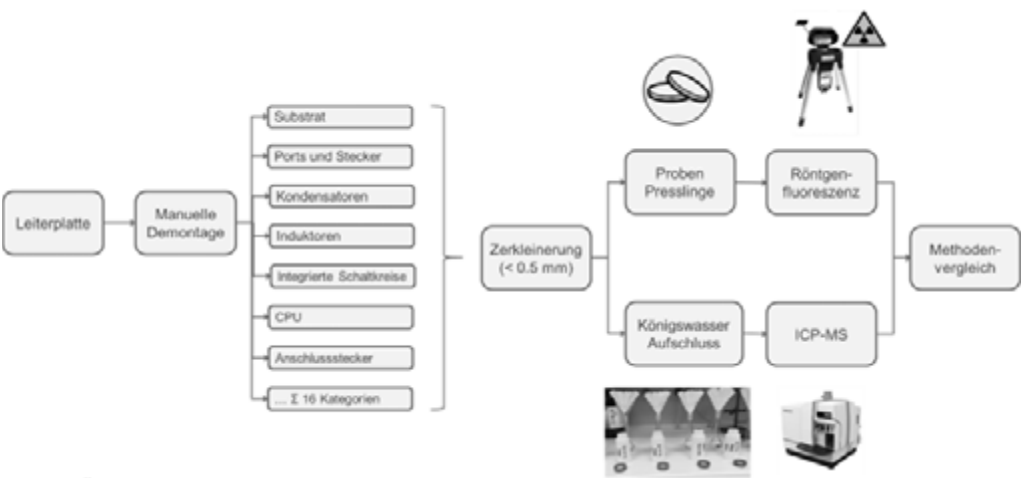


Abb. 1: Überblick über die angewandte Probenvorbereitung zur Bestimmung der Genauigkeit von XRF im Methodenvergleich mit ICP-MS

3 VORLÄUFIGE ERGEBNISSE

In der vorliegenden Arbeit wurden die beiden Analysemethoden ICP-MS und XRF anhand der drei Arten von PCB-Proben vergleichen. Proben mit geringem Metallgehalt haben einen durchschnittlichen Gesamtmetallgehalt von etwa 300.000 mg/kg oder 30 Gew.-%, während Proben mit mittlerem Metallgehalt durchschnittlich 750.000 mg/kg oder 75 Gew.-% und Proben mit hohem Metallgehalt durchschnittlich 980.000 mg/kg oder 98 Gew.-% Metalle enthalten. Bei den PCB-Proben mit niedrigem und mittlerem Metallgehalt handelt es sich um äußerst komplexe Proben, die mehr als 25 Elemente mit Konzentrationen von mehr als 100 mg/kg enthalten. Hingegen stellt die Probe mit hohem Metallgehalt eine weniger komplexe Kategorie dar, die hauptsächlich aus den drei Metallen Cu, Zn, und Ni (Messinglegierung) besteht. Zum Methodenvergleich wurden die XRF-Messmodi „Metall- und Bodenmodus“ verwendet. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen, dass die Übereinstimmung der RFA-Messergebnissen weniger von der Konzentration des Zielelements, sondern vor allem von der Gesamtmetallgehalt und von der Anzahl der Elemente (Komplexität) in der Probe abhängt.

In den Probenmatrizes, in denen der Gesamtmetallgehalt bis 80 Gew.-% beträgt, weicht der „Bodenmodus“ für die meisten analysierten Elemente von den ICP-Vergleichsdaten am wenigsten ab. Bei den Proben mit hohen Metallgehalten, liefert der „Metallmodus“ dagegen bessere Ergebnisse. Dies ist ein weiterer Grund, warum entweder ein Referenzmaterial oder eine Referenzanalysemethode erforderlich ist, um eine Post-Kalibration des XRF-Gerätes durchführen und somit die Genauigkeit erhöhen zu können.

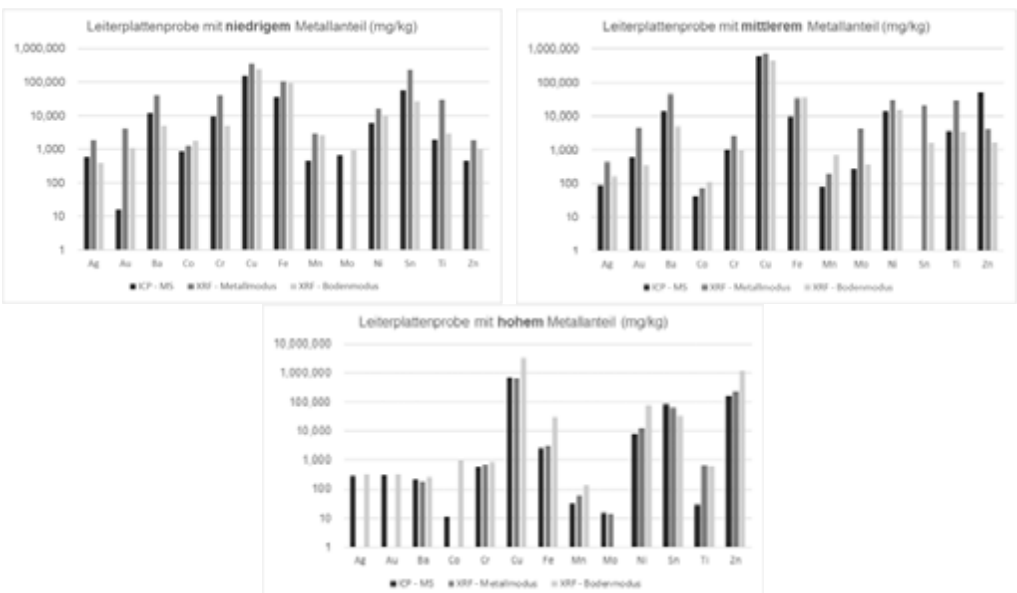


Abb. 2: Überblick über die Elementkonzentration, welche mittels XRF und ICP-MS bestimmt wurde. Für die meisten Elemente liegt tendenziell eine Überbestimmung der XRF-Messungen vor, die mittels Post-Kalibrierung korrigiert werden kann

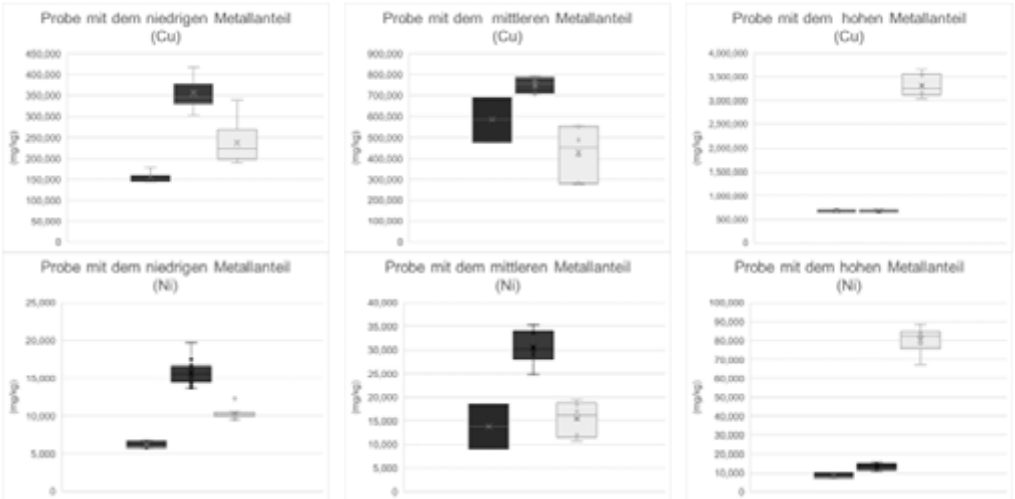


Abb. 3: Boxplot-Auswertung zur Darstellung der Streuung der Messergebenisse am Beispiel ausgewählter Elemente

4 FAZIT UND AUSBLICK

Die vorläufigen Projektergebnisse deuten darauf hin, dass eine tendenzielle Überbestimmung bei den angewandten XRF-Messmodi vorliegen. In einem weiteren Schritt werden mittels statistischer Auswertung nähere Aussagen zur Genauigkeit der XRF-Methoden getroffen. Die statistische Analyse soll es auch ermöglichen, die tendenzielle Überbestimmung mittels Postkalibrierung zu korrigieren. Mit diesem methodischen Ansatz soll in Zukunft die Genauigkeit des XRF-Geräts erhöht werden, um diese Methode z. B. in der Grenzwerteüberwachung (RoHS) oder zur Qualitätssicherung aus PCB-gewonnener Rezyklate zukünftig einsetzen zu können. Der praktische Methodenvergleich mit ICP-MS hat jedoch bereits bestätigt, dass XRF eine sehr schnelle und vor allem anwenderfreundliche Methode ohne aufwendige Probenvorbereitung ist. Zusammengefasst muss die Genauigkeit der Methode mit Hinblick auf eine zukünftige Routineanwendung mittels Post-Kalibrierung oder matrixangepasster, zertifizierter Referenzmaterialien (standardisierte PCB-Presslinge) verbessert werden. Des Weiteren wären Ringversuche unter Teilnahme unterschiedlicher Umweltlabore notwendig, um weitere Aussagen über die Anwendbarkeit bzw. Genauigkeit der XRF-Methode für die Analyse komplexer Elektronikabfälle treffen zu können.

LITERATUR

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(31), 3864-3871.

Jandric, A., Tran, D. C., Beigl, P., Micuda, Z., Salhofer, S. (2018) Exploration of the material distribution of complex components in waste electrical and electronic equipment. Global Nest Journal.

Korf, N., Løvik, A. N., Figi, R., Schreiner, C., Kuntz, C., Mählitz, P. M., Rösslein, M., Wäger, P. & Rotter, V. S. (2019) Multi-element chemical analysis of printed circuit boards – challenges and pitfalls. Waste Management 92, 124-136.

Sassanelli, C., Rosa, P., Terzi, S.(2021) Supporting disassembly processes through simulation tools: A systematic literature review with a focus on printed circuit boards. Journal of Manufacturing Systems 60, 429-448.

Verbrennung von PTFE zur Bewertung der Freisetzung polyfluorierter organischer Substanzen

H.-J. Gehrmann[1], M. Wexler[1], M. Hauser[1], K. Aleksandrov[1], H. Mätzing[1], D. Stapf[1] & D. Pigeon[2]
[1)] KIT- Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Technische Chemie, Karlsruhe, Deutschland
[2)] W. L. Gore & Associates, Inc., Elkton MD, USA

KURZFASSUNG: Der Beitrag handelt von Ergebnissen zur Messung polyfluorierter Substanzen in Abgasen einer Anlage nach der 17. BImSchV.

1 HINTERGRUND UND METHODEN

Bedingt durch öffentlichkeitswirksame Kampagnen von z.B. Greenpeace zu Konzentrationen von polyfluorierten Chemikalien (PFC) in Böden und Veröffentlichungen von Behörden zu Trinkwasserbelastungen durch diese Stoffe wird zunehmend über die Quellen dieser Immissionen diskutiert. Aktuell trifft dies auf Fragen zur Verbrennung von Klärschlämmen in Deutschland zu sowie auf die Verbrennung fluorpolymerhaltiger Produkte am Ende der Nutzungsdauer.
Um zu untersuchen, ob das Fluor aus Polytetrafluorethylen (PTFE) in einer Mischung mit Holzpellets unter Verbrennungsbedingungen nach 17. BImSchV überwiegend in Fluorwasserstoff (HF) umgewandelt wird, wurden an der Pilotanlage BRENDA am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) in einer mehrtägigen Kampagne in Zusammenarbeit mit der Firma Gore 300 g/h PTFE in einer Mischung mit 100 kg/h Holzpellets zusammen mit Erdgas thermisch behandelt (Aleksandrov et al. 2019).
Um den Einfluss der Verbrennungsbedingungen auf den Abbau der polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) zu untersuchen, wurden im „Setting 1“ die Temperatur in der Nachbrennkammer der Anlage auf 870 °C und 4 Sekunden Verweilzeit und im „Setting 2“ auf 1020 °C und 2,7 Sekunden eingestellt. Das Rohgas nach dem Kessel wurde beprobt und auf HF und ausgewählte PFAS analysiert.
Die dabei verwendete Analysemethodik orientierte sich an der EPA-Methode 5 für partikelbeladene Gase und wurde entsprechend den Anforderungen zur Abscheidung saurer Gaskomponenten angepasst. Mittlerweile gibt es für 50 der etwa 4.800 PFAS-Verbindungen eine Messvorschrift der EPA, die „OTM 45“, die mittlerweile als eine Art „Standard“ angesehen wird. Demgegenüber gibt es Bestrebungen, Summenparameter ähnlich dem Toxizitätsäquivalent für Dioxine und Furane auch für polyfluorierte Verbindungen zu entwickeln, um den messtechnischen und analytischen Aufwand gegenüber der „target-Analytik“ (Analytik auf einzelne Spezies) zu mindern.
Die Analysen wurden in externen Laboren durchgeführt und regelmäßig durch „spikes“, d.h. mit bekannten Konzentrationen ausgewählter Spezies überprüft. Bei jeder Messung wurde der Anlagenhintergrund ohne PTFE-Zugabe ermittelt, jede paarweise Messung wurde je Setting 5 bzw. 6 Mal wiederholt, um eine statistische Aussage treffen zu können. Um diese Aussage zu quantifizieren, wurde folgende Hypothese aufgestellt: Ist der statistische Wert $p > 0,05$, dann trifft die Hypothese zu, dass die Differenzen zwischen Versuchen ohne (Control) und mit PTFE voneinander unabhängig sind.

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Beispielhaft sind die Ergebnisse für die Komponente PFOA im Rohgas nach dem Kessel für beide „Settings“ dargestellt. Die p-Werte liegen für beide „Settings“ deutlich oberhalb von 0,05, so dass innerhalb der Nachweisgrenzen keine statistische Signifikanz für die Freisetzung am Beispiel von PFOA gemäß Tabelle 1 festgestellt werden konnte.

Tab. 1: Ergebnisse am Beispiel für PFOA (PFC-C8)

Setting	paarweise Messung	Fahrweise	Konzentration	Differenz (PTFE-Control)	t-Wert	p-Wert
			[ng/m_N^3 tr.]	[ng/m_N^3 tr.]		
S1	1	Control	189	5	-0,624	0,564
		PTFE	194			
	2	PTFE	179	10		
		Control	169			
	3	PTFE	302	70		
		Control	232			
	4	Control	270	84		
		PTFE	354			
4 sec	5	Control	723	-539		
870°C		PTFE	184			
S2	6	Control	258	-69	-0,905	0,407
		PTFE	189			
	7	PTFE	644	487		
		Control	157			
	8	PTFE	137	-22		
		Control	159			
	9	Control	2743	-2600		
		PTFE	143			
	10	PTFE	175	32		
		Control	143			
2,7 sec	11	Control	413	-272		
1020°C		PTFE	141			

Eine Abhängigkeit von Temperatur und Verweilzeit ist im Rahmen der statistischen Schwankungen nicht zu erkennen. Die Messungen wurden zeitlich nacheinander aufgenommen. Mit Zunahme des Abgasvolumenstroms im Setting 2 durch die kürzere Verweilzeit in der Nachbrennkammer und die höheren Temperaturen steigen bei gleichen HF -Konzentrationen nach Kessel die Fluor-Frachten an. Damit lässt sich die HF-Bilanz deutlich besser als im Setting 1 schließen, so dass davon auszugehen ist, dass im Setting 1 „eingespeichertes HF“ z.B. in der Ausmauerung oder im Kessel bei den höheren Temperaturen wieder freigesetzt wird.
Abfallverbrennungsanlagen, in denen fluorhaltige Abfallstoffe nach dem Stand der Technik verbrannt werden, sind daher nach dem jetzigen Kenntnisstand auf Basis der Messungen im Rohgas der Pilotanlage BRENDA keine signifikanten Emittenten für diese polyfluorierten Chemikalien.

LITERATUR

Aleksandrov, K., Gehrmann, H.-J., Hauser, M., Maetzing, H., Pigeon, D., Stapf, D., & Wexler, M. (2019). Waste Incineration of Polytetrafluoroethylene (PTFE) to Evaluate Potential Formation of Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances (PFAS) in Flue Gas. Chemosphere. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.03.191

Odor Characterization of Post-Consumer PP Bottles after Different Washing Processes

T.G.A. Belé[1], M. Roosen[3], H.M. Loos[1,2], S. de Meester[3] & A. Buettner[1,2]
[1)] Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Chair of Aroma and Smell Research, Department of Chemistry and Pharmacy, Erlangen, Germany
[2)] Fraunhofer Institute for Process Engineering and Packaging IVV, Freising, Germany
[3)] Laboratory for Circular Process Engineering (LCPE), Department of Green Chemistry and Technology, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University - Campus Kortrijk, Kortrijk, Belgium

ABSTRACT: One of the reasons impeding recyclates to be inserted into a circular economy is their unpleasant odor. To achieve a better understanding of this problem and potential solutions, the present study aimed to assess how different washing processes can affect the odor composition of post-consumer PP bottles. Three different washing procedures, encompassing the use of detergent and caustic soda, and different temperatures, were used. The odor profiles of the unwashed and washed samples were determined by descriptive sensory analysis. Further, odor-active compounds in the PP samples were evaluated by gas chromatography-olfactometry and ranked according to their potential odor contribution via odor extract dilution analysis. The most dominant smell attributes in all samples were moldy, flowery, and soapy, mainly originating from compounds used in cosmetics, fragrances, and cleaning products.

1 INTRODUCTION

The reprocessing of post-consumer plastic is of paramount importance for the preservation of our environment. Reprocessing, or recycling, can allow society to insert polymers into a circular economy, thus, consuming less raw resources and lowering the carbon footprint of plastic products (Meys et al. 2020).

When polymers are recycled, the final product often emits an unpleasant smell (Strangl et al. 2021). For this reason, recycled plastics are generally not usable in high-level applications, like food packaging. Instead, they are mostly used in civil construction and agriculture. The odor compounds that contribute to the bad smell can be attributed to inefficient cleaning prior to recycling and inadequate extrusion temperatures during reprocessing (Cabanes et al. 2020). Another reason is the migration of substances from the product into the polymer (Cabanes et al. 2020).

Currently, different washing processes have gained visibility as a means to remove odor compounds from post-consumer plastics prior to extrusion and molding (Roosen et al. 2022). It is, however, essential to focus on new deodorization methods, as the challenge of removing the odor from recycled plastics sustains itself. To compare different washing methods when applied to PP post-consumer bottles prior to extrusion, instrumental and sensory analyses were conducted and the first insights are summarized here.

2 EXPERIMENTAL

2.1 Sample Description and Washing Procedures

Of PP, 10 kg of waste was sampled at a Belgian waste management company specialized in processing curbside collected plastic packaging waste. The plastic materials were shredded to obtain more homogeneous samples.

Batch washing experiments were performed on unwashed PP (UW) with different washing media in a 2L round-bottom flask. The tested washing media were water at 25°C (RT), water at 80°C (HW) and caustic soda at 80°C (containing 2 m% NaOH + CTAB 9.2 mM) (DW). For each washing

experiment a solid-liquid ratio of 50 g plastic on 1 L washing medium was applied. After washing for 10 min at 200 rpm stirring, the plastic materials were rinsed with water and then dried in a desiccator.

2.1.1 Sensory Evaluation of the Samples

Seven trained panelists (age range: 23-35 years) from the Chair of Aroma and Smell Research (Department of Chemistry and Pharmacy - FAU, Erlangen, Germany) established the odor profiles of the samples according to a previously published procedure (Strangl et al. 2017).

2.1.2 Isolation of Odorants

The extraction of the volatiles involved solvent extraction, separation of the non-volatile and volatile fractions using the Solvent Assisted Flavor Evaporation (SAFE) technique (Engel et al. 1999), and concentration. The odorants were extracted by stirring about 10 g (±0.1) of the shredded bottles in 250 mL of dichloromethane (DCM) for 30 min. After filtration, SAFE was applied and the distillate was thawed and dried over anhydrous sodium sulfate. The distillate was concentrated to 0.1 mL by means of Vigreux and micro-distillation.

2.1.3 Gas chromatography-olfactometry

The concentrated distillates were analyzed by GC-O using a Trace Ultra gas chromatograph (Thermo Fisher Scientific, Waltham, USA), equipped with either a DB-FFAP (30m×0.32 mm, film thickness 0.25 µm; J & W Scientific Agilent Technologies, Santa Clara, US) or a DB-5 capillary column (30 m× 0.32 mm, film thickness 0.25 µm; J&W Scientific Agilent Technologies, Santa Clara, US). Aliquots of the distillates (2 µL) were injected using the cold on-column technique and a starting temperature of 40 °C. The temperature was held at 40 °C for 2 min, then raised to 230 °C (DB-FFAP) or 240 °C (DB-5), respectively, at 10 °C/min and held for 5 min. The flow rate of the helium carrier gas was 2.5 ml/min. At the end of the capillary, the effluent was split into two equal parts and was transferred to a sniffing port and a flame ionization detector (FID) by means of two 0.5 m × 0.2 mm deactivated, uncoated fused-silica capillaries. Sniffing port and FID were held at a temperature of 270°C and 250°C, respectively.

2.1.4 Odor extract dilution analysis

The distillate was diluted stepwise with dichloromethane (1 + 2, v/v) and GC-O analyses were carried out for the undiluted distillate (corresponding to an OD factor of 1), and the dilutions corresponding to OD factors 3, 9, 27, 81, 243, 729, 2187, and 6561, respectively. The GC-O analyses were continued until no odor impression was perceivable at the sniffing port.

2.1.5 Two-dimensional GC-MS/O

The 2D-GC-MS/O analyses were performed using a system comprising two gas chromatography systems (7890B, Agilent Technologies, Santa Clara, USA) in combination with a 5977B quadrupole mass spectrometer (Agilent Technologies, Santa Clara, USA), connected via a CTS 1 cryotrap system (Gerstel GmbH & Co. KG, Mülheim an der Ruhr, Germany). A DB-FFAP capillary column (30m×0.32 mm, film thickness 0.25 µm; J&W Scientific Agilent Technologies, Santa Clara, US) and a DB-5 capillary column (30 m× 0.25 mm, film thickness 0.25 µm; J & W Scientific Agilent Technologies, Santa Clara, US) were placed inside the first and second GC system, respectively. Mass spectra were generated in the electron impact ionization (EI) mode at 70 eV. The m/z range was 40–300.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Sensory Evaluation

The panel agreed on the attributes fruity, citrus-like, cardboard-like, moldy, soapy, and flowery to describe the odor quality of the PP samples. Their intensity ratings are shown in Figure 1.

In contrast to washed samples, the most intense smell in unwashed PP was related to a moldy odor impression. For RT, DW and HW samples, the most intense attribute was soapy. Interestingly, with median intensity values of 3, 4, 5, and 6, it is possible to observe a tendency on the soapy attribute depicted as DW>HW>RT>UW, respectively. Moreover, for the flowery smell, an increase in intensity can be shown in the tendency of DW>RT>UW=HW (intensities: 4, 3, 2.5 and 2.5).

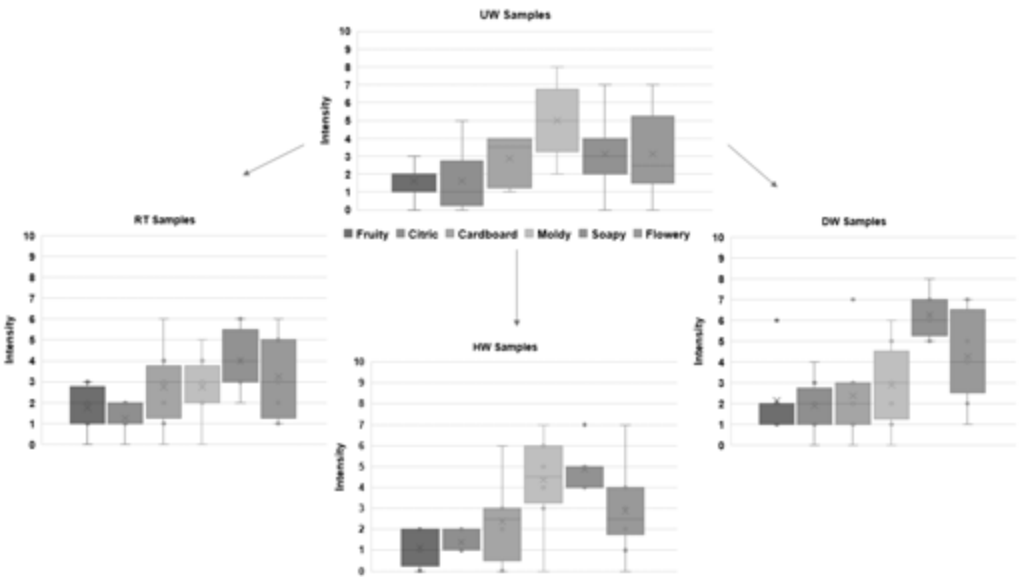


Fig. 1: Odor attributes' intensity ratings of post-consumer PP bottles before (UW) and after different washing processes: Unwashed (UW), water at 25°C (RT), water at 80°C (HW) and caustic soda at 80°C (containing 2 m% NaOH + CTAB 9.2 mM) (DW). Scale is from 0 (no perception) to 10 (strong perception)

3.2 Instrumental analysis

The GC-O analysis revealed a multitude of odor impressions that were perceivable at the sniffing port of the GC. In the unwashed samples, five odor impressions were detected with the highest OD factors (6561 and 2187). The perceived odor qualities were eucalyptus-like (Retention Index, RI-FFAP: 1198), flowery (RI: 1850), fruity (RI: 1888), flowery (RI: 2093), and clove-like (RI: 2156). Using GC-O and 2D-GC-O/MS, these odor impressions could be traced back to the compounds 1,8 cineol, α-isomethylionone, verdyl acetate, methylcyclomyrcetone, and eugenol, respectively. The results of chromatographic analysis are thus in line with major sensory impressions perceived in the sensory analysis, as α-isomethylionone (flowery) and methylcyclomyrceton (flowery) were among the substances with the highest OD factors, with both of them reaching OD levels of 6561. 1,8-cineole (eucalyptus-like), verdyl acetate (fruity, banana-like) and eugenol (clove-like) had OD levels of 6561, 2187, and 2187 respectively. Interestingly, Strangl and colleagues (Strangl et al. 2018) identified α-isomethylionone and verdyl acetate in HDPE waste and recycled pellets with OD factors >2187, while methylcyclomyrcetone was not reported and 1,8 cineol and eugenol presented OD factors of 27 and 243, respectively, suggesting that different types of waste show different odor profiles and odorant composition. The molecular structures of the here reported odorants are depicted in Figure 2. All of those compounds are well known for being used in cosmetics, detergents, and soaps. This can give a hint on the odorants' origins, as well as how their

relative polarity can be associated with their removal after specific washing processes (Roosen et al. 2022)

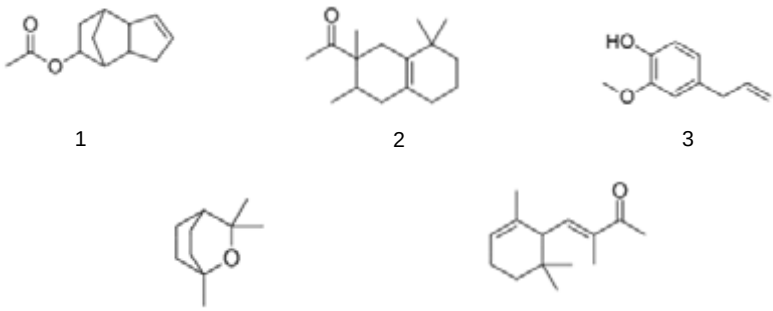


Fig. 2: Molecular structures of the odorants found with the highest OD factors in unwashed PP post-consumer bottles. (1) verdyl acetate, (2) methylcyclomyrcetone, (3) eugenol, (4) 1,8 cineol, (5) α-isomethylionone

In Figure 3, we show the OD factors of these compounds for the unwashed and washed samples. All of these five substances were still present in washed samples, however, with generally lower OD factors, indicating that the washing processes led to a reduction of these compounds. Only eugenol (clove-like) maintained the OD factor when comparing UW to HW samples. In summary, the different washing processes applied made a difference in odor reduction when considering the compounds exemplified in this report.

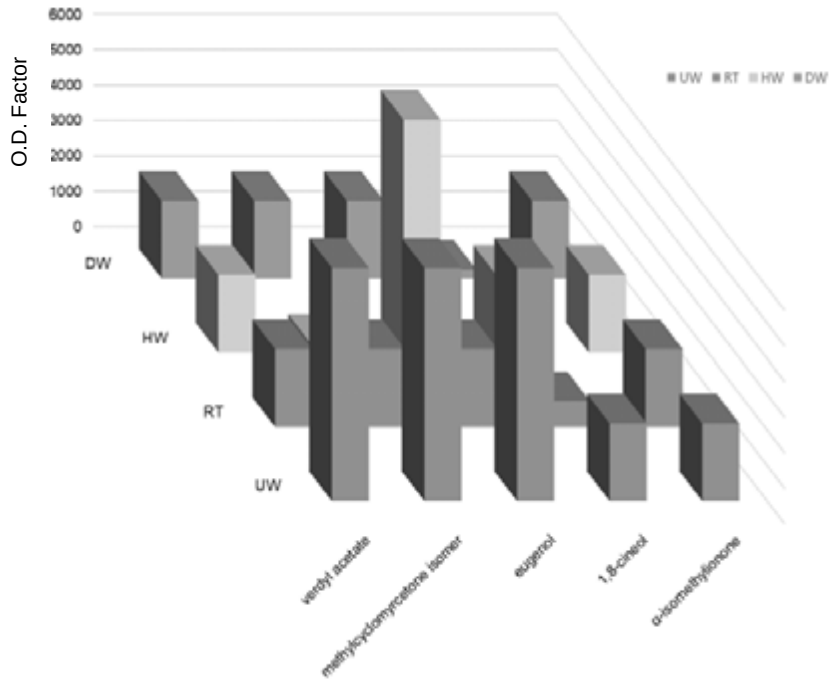


Fig. 3: OD factors of selected odorants identified in post-consumer PP bottles before and after washing processes. Unwashed PP (UW), water at 25°C (RT), water at 80°C (HW) and caustic soda at 80°C (containing 2 m% NaOH + CTAB 9.2 mM) (DW)

4 CONCLUSION

The main objectives of the present study were to characterize odorous contaminants and to evaluate the overall odor reduction in the PP post-consumer bottles after different washing processes. Here, we exemplarily highlight results for the five compounds with the highest OD factors, and evaluate their behavior after washing processes in relation to deodorization.

In both chemical analyses and sensory evaluations, distinct odors and odorants were identified in PP post-consumer bottles, confirming the need for deodorization. Different deodorization methods used in this study could indeed change the odor characteristics of the PP samples. The application of different washing steps led to a significant reduction in the moldy attribute. Further, when considering the odorants with the highest OD factors cOEDA indicated that reduction of odorant concentration was achieved by the washing processes. Nonetheless, washed PP samples still showed a significantly strong smell as a consequence of odorous substances attached to the polymer.

In conclusion, the results confirmed that the deodorization of PP bottles is not trivial, which explains why it still poses an obstacle for the recycling industry. More approaches for comprehensive odor reduction are vital to ensure economic circularity for post-consumer PP polymers. Other pathways toward plastic deodorization could add more washing steps, as the odor profile could change depending on the type of washing procedure applied.

REFERENCES

Cabanes, A., Valdés, F.J., Fullana, A., (2020) A review on VOCs from recycled plastics, Sustain. Mater. Technol. 25. https://doi.org/10.1016/j.susmat.2020.e00179.

Engel, W., Bahr, W., Schieberle, P., (1999) Solvent assisted flavour evaporation - A new and versatile technique for the careful and direct isolation of aroma compounds from complex food matrices, Eur. Food Res. Technol. 209 237–241. https://doi.org/10.1007/s002170050486.

Meys, R., Frick, F., Westhues, S., Sternberg, A., Klankermayer, J., Bardow, A., (2020) Towards a circular economy for plastic packaging wastes – the environmental potential of chemical recycling, Resour. Conserv. Recycl. 162 105010. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105010.

Roosen, M., Harinck, L., Ügdüler, S., De Somer, T., A.G. Hucks, Belé, T.G.A., Buettner, A., Ragaert, K., Van Geem, K.M., Dumoulin, A., De Meester, S., (2022) Deodorization of post-consumer plastic waste fractions: A comparison of different washing media, Sci. Total Environ. 812 152467. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152467.

Strangl , M., Lok, B., Breunig, P., Ortner, E., Buettner, A., (2021) The challenge of deodorizing post-consumer polypropylene packaging: Screening of the effect of washing, color-sorting and heat exposure, Resour. Conserv. Recycl. 164 105143. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2020.105143.

Strangl M., Schlummer, M., Maeurer, A., Buettner, A., (2018) Comparison of the odorant composition of post-consumer high-density polyethylene waste with corresponding recycled and virgin pellets by combined instrumental and sensory analysis, J. Clean. Prod. 181 599–607. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.137.

Strangl, M., Fell, T., Schlummer, M., Maeurer, A., Buettner, A.,(2017) Characterization of odorous contaminants in post-consumer plastic packaging waste using multidimensional gas chromatographic separation coupled with olfactometric resolution, J. Sep. Sci. 40 1500–1507. https://doi.org/10.1002/jssc.201601077.

Chemisches Recycling von Kunststoffen – Überblick und vielversprechende Ansätze

K. Carl[1] & P.G. Quicker[1]
[1)] Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe, RWTH Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Kunststoffe finden in fast jedem Wirtschafts- und Konsumbereich Verwendung. Lediglich ein geringer Teil der aktuell entstehenden Kunststoffabfälle fällt als sortenreine Monofraktion an, die einer hochwertigen werkstofflichen Verwertung zugeführt werden kann. (Thermo-)chemische Recyclingverfahren stellen eine Möglichkeit dar, bisher nicht stofflich nutzbare Fraktionen im Sinne einer zirkulären Wirtschaftsweise in den Stoffkreislauf zurückzuführen. Es bestehen jedoch technologische und wirtschaftliche Herausforderungen bei der Etablierung der Technologien in einer modernen (Abfall-)Wirtschaft.

1 EINLEITUNG

In der EU lag die Recyclingquote für Kunststoffe 2018 durchschnittlich bei 32,5 % (Europäisches Parlament 2021). Aufgrund der großen Vielfalt an verschiedenen Kunststoffen, des meist nicht auf Recycling optimierten Produkt- bzw. Verpackungsdesigns und nicht zuletzt wegen Fehlwürfen bei der Sammlung entstehen beim mechanischen Recycling Sortierreste, die bisher nicht unter wirtschaftlichen Bedingungen stofflich verwertet werden können. Zudem sind insbesondere bei gemischten Kunststofffraktionen meist Schadstoffe enthalten, welche durch das mechanische Recycling in der Regel nicht abgeschieden werden können (Vogel et al. 2020). Technologiekonzepte zum (thermo-)chemischen Recycling nicht mechanisch rezyklierbarer Kunststofffraktionen sind zwar bekannt und zum Teil bereits im Labor- oder Pilotmaßstab untersucht, aber aufgrund von wirtschaftlichen und technischen Hemmnissen kaum im relevanten technischen Maßstab im Dauerbetrieb erprobt.

2 OPTIONEN ZUM CHEMISCHEN RECYCLING VON KUNSTSTOFFEN

Theoretisch eignen sich grundsätzlich alle Typen von (thermo-)chemischen Depolymerisations-Prozessen für das chemische Recycling von Kunststoffen, insbesondere werden Pyrolyse-, Direktverölungs- und Vergasungsprozesse technisch erprobt. Zusätzlich gibt es weitere Ansätze, z. B. zur Verölung mit spezifischen Lösemitteln (Solvolyse) und Additiven oder ein chemisches Recycling im Rahmen einer CO_2-Abscheidung und Nutzung nach der Verbrennung der Kunststoffe (Carbon Capture and Usage) (Quicker et al. 2022). Die verschiedenen Technologien können hauptsächlich anhand ihrer Produkte unterschieden werden. Während das Zielprodukt bei der Pyrolyse und Verölung eine Mischung aus Kohlenwasserstoffen ist, die erst weitere Aufreinigungs- und Verarbeitungsschritte durchlaufen muss, soll bei der Solvolyse eine Monomerfraktion erzeugt werden, die direkt zur Produktion neuer Kunststoffe eingesetzt werden kann. Bei Vergasungsprozessen werden die Moleküle noch weiter aufgespalten und zu gasförmigem CO und H_2 umgesetzt, das nach einer aufwendigen Reinigung als Synthesegas in der chemischen Industrie eingesetzt werden kann.

Pyrolyse bezeichnet die thermochemische Konversion unter (weitgehendem) Luftabschluss. Bei vielen klassischen Pyrolyseprozessen (Kokerei, Holzkohlemeiler) ist meist der Feststoff (Pyrolysekoks) das Zielprodukt des Verfahrens. Bei der Pyrolyse von Kunststoffen ist das Zielprodukt dagegen die kondensierbare Fraktion des Pyrolysegases (Pyrolyseöl) das eine hohe Anzahl an verschiedenen Komponenten enthält (Buekens 2006). Die zentrale Herausforderung bei der Pyrolyse von Kunststoffabfällen ist die Weiterverarbeitung der Produkte, die aufgrund der heterogenen Abfalleigenschaften meist eine niedrige Qualität aufweisen. Aktuell verfolgte Konzepte sehen eine dezentrale Pyrolyse von vorbehandelten Kunststofffraktionen zur Produktion von Ölen und

Wachsen vor. Diese können anschließend zentralisiert, z. B. in den Steamcrackern der chemischen Industrie als Feedstock zugemischt werden (Quicker et al. 2022).
Die **Direktverölung** ist grundsätzlich ein Pyrolyseprozess und bezeichnet die Depolymerisation der Kunststoffe in einem Ölbad, häufig unterstützt durch einen Katalysator. Zielprodukt ist die flüssige Phase, zusätzlich fallen ein Gas und ein fester Reststoff an. Eine weitere Möglichkeit zur Verflüssigung ist die Hydrierung der Kunststoffe bei hohen Drücken > 100 bar, Temperaturen im Bereich 350-450 °C und Wasserstoffzugabe (Tukker et al. 1999).
Lösungsmittelbasierte Verfahren und Solvolyse eignen sich ausschließlich für das Recycling spezifizierbarer Monofraktionen. Hierbei werden Verfahren unterschieden, bei denen die Polymerstruktur erhalten bleibt, sowie Verfahren, bei denen Monomere und Oligomere erzeugt werden, die gereinigt und erneut polymerisiert werden können (Seitz et al. 2020).
Ziel der **Vergasung** von Kunststoffabfällen im Kontext des chemischen Recyclings ist die Erzeugung eines Synthesegases, das zur Produktion verschiedener Kohlenwasserstoffe genutzt werden kann. Die Erzeugung eines hochwertigen Synthesegases aus abfallstämmigen Einsatzstoffen bleibt eine bisher ungelöste technische und wirtschaftliche Herausforderung, insbesondere begründet durch den Aufwand für die Gasreinigung (Ciuta et al. 2018).

3 FAZIT

Aktuell steht eine umfassende Untersuchung und Bewertung der verschiedenen Technologieansätze zum chemischen Recycling von Kunststoffen noch aus. Die Produktqualitäten in anderen Bereichen erprobter thermochemischer Verfahren wie Pyrolyse und Vergasung sind stark abhängig von der (möglichst homogenen) Zusammensetzung der Einsatzstoffe, sodass die Verfahren meist spezifisch angepasst werden müssen. Dies begründet einen entsprechenden Aufwand für die Vorbehandlung der eingesetzten Abfälle, um die Einsatzstoffspezifikationen der Anlagen zu erfüllen und eine hohe Anlagenverfügbarkeit und einen emissionsarmen Anlagenbetrieb zu gewährleisten. Je größer das zulässige Band an Einsatzstoffcharakteristika, desto komplexer werden die resultierenden Anforderungen an die Anlagen und die Reinigungsstufen für die Produkte.

LITERATUR

Buekens, A. (2006) Introduction to feedstock recycling. In J. Scheirs, & W. Kaminsky, *Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics: Converting Waste Plastics into Diesel and Other Fuels.* Chichester: John Wiley & Sons Ltd.

Ciuta, S., Tsiamis, D., & Castaldi, M. (2018) *Gasification of Waste Materials.* London: Academic Press Elsevier.

Europäisches Parlament. (1. Juli 2021) *Plastikmüll und Recycling in der EU: Zahlen und Fakten*. Von https://www.europarl.europa.eu/news/de/headlines/society/20181212STO21610/plastikmull-und-recycling-in-der-eu-zahlen-und-fakten abgerufen

Quicker, P., Seitz, M., & Vogel, J. (2022) Chemical recycling: A critical assessment of potential process approaches. *Waste Management & Research*.

Seitz, M., Cepus, V., Klätte, M., Thamm, D., & Pohl, M. (2020) *Evaluierung unter Realbedingungen von thermisch-chemischen Depolymerisationstechnologien (Zersetzungsverfahren) zur Verwertung von Kunststoffabfällen.* Merseburg: Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Tukker, A., de Groot, H., Simons, L., & Wiegersma, S. (1999) *Chemical Recycling of Plastics Waste (PVC and other resins). TNO Report STB-99-55.* Delft: Netherlands Organisation for Applied Scientific Research.

Vogel, J., Krüger, F., & Weißhaupt, P. (2020) Thermochemisches Recycling - ein Ansatz zur Verwertung von Kunststoffabfällen. In S. Thiel, E. Thomé-Kozmiensky, P. Quicker, & A. Gosten, *Energie aus Abfall, Band 17.* Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag.

Raffinierte Lösung für ein vielschichtiges Problem

A. Rinderhofer[1], C. Murnig[2], A. Mäurer[3] & F. Knappich[4]
[1)] GAW Beteiligungs GmbH, Geschäftsführung, Graz, Österreich
[2)] GAW technologies GmbH, Projektleiter Kunststoff-Recycling, Graz, Österreich
[3)] Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, Abteilungsleiter Verfahrensentwicklung Polymer-Recycling, Freising, Deutschland
[4)] Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, Gruppenleiter Anlagenrealisierung Polymer-Recycling, Freising, Deutschland

KURZFASSUNG: Um zukünftige gesetzliche Recyclingquoten zu erfüllen ist etwa die doppelte Menge des Kunststoffabfalls einem werkstofflichen Recycling zuzuführen. Bekannte technische Verfahren eignen sich nicht, eine höhere Ausbeute reinsortiger Kunststoffe aus der Abfallsammlung (MKF, flexible Verpackung) zu erzielen, sodass fast 70 % des kunststoffhaltigen Abfalls energetisch zu verwerten ist. Lösungsbasierte Recyclingverfahren fokussieren genau auf jene Abfallfraktionen, die nicht weiter sortiert werden können. Durch geeignete Wahl von Lösemitteln und Prozessparametern löst man gezielt individuelle Polyolefintypen (LDPE, PP, PA, PS, PVC, PET usw.) aus Kunststoffgemischen heraus. Unlösliche Feststoffe, Verunreinigungen und Rückstände filtriert man ab. Nach Extraktion des Lösungsmittels aus der raffinierten Polymerlösung liegt ein hochreines Rezyklat (PCR, r-PP, r-PE) mit neuwareähnlichem Eigenschaftsprofil vor. Die hohe Trenn- und Reinigungseffizienz, die materialschonende Verarbeitung des Polymers, bei erheblich geringerem Energieeinsatz gegenüber rohstofflichem Recycling, sind zentrale Vorteile von lösungsbasierten Recyclingverfahren.

1 EIN VIELSCHICHTIGES PROBLEM

1.1 Ein vielschichtiges Problem…

Das Dilemma ist ein veritables! Plastikverpackungen für Lebensmittel und Konsumartikel werden teilweise zurecht als Verursacher für Müllberge, Meeres- und Umweltverschmutzung durch Verpackungsmüll oder als Quelle für Mikroplastikimmissionen ausgemacht. Konsumenten entwickeln dafür zunehmend Bewusstsein, gleichzeitig auch Ablehnung gegenüber Plastikverpackung. Immer häufiger wird ein Verbot derselben gefordert.

Die eine Seite der Medaille: Würden wir als Konsumenten durch Luftsauerstoff braun verfärbtes Fleisch, welkes, ausgetrocknetes Gemüse, aromalosen, ausgerauchten Kaffee oder durch Luftfeuchtigkeit aufgeweichte Kartoffel-Chips erwerben? Durch wie viele Hände gehen Lebensmittel bevor sie im Einzelhandel zum Verkauf angeboten werden, welche Transportwege haben sie hinter sich? Unzählige Artikel würden sehr rasch zu Ladenhütern mutieren und damit die sowieso schon unethisch hohe Lebensmittelverschwendung weiter befeuern, wären sie nicht in hygienischen Folien verpackt. Aber auch im eigenen Kühlschrank tragen diese modernen Verpackungen dazu bei, die Haltbarkeit der Produkte sicherzustellen bzw. zu verlängern.

Was kaum jemand weiß: Verpackungsfolien für Lebensmittel sind High-Tech Produkte. Folien mit bis zu zehn unterschiedlichen Schichten gewährleisten, dass keine unerwünschten Substanzen von außen an das Lebensmittel gelangen (z.B. Sauerstoff, Geruchsstoffe, Feuchtigkeit), dass keine Aromastoffe verloren gehen, dass die Produkte vor Licht geschützt werden und weitgehende Keimfreiheit und Hygiene gewährleistet ist.

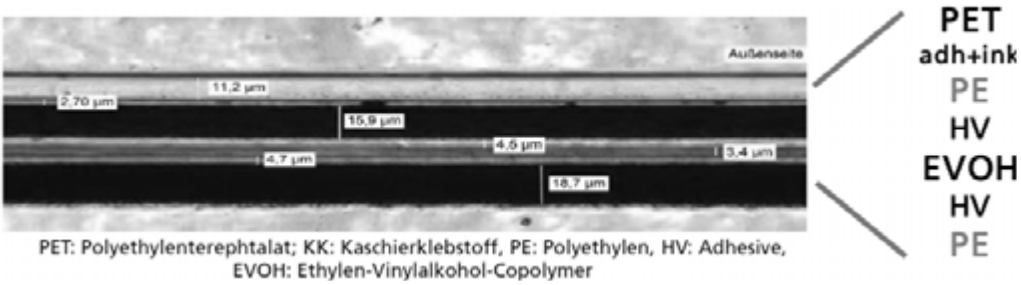


Abb. 1: Mehrschichtverbundfolie für Lebensmittelverpackung (Schlummer, 2021)

Die andere Seite: Mehrschicht-Verpackungsfolien ließen sich bislang nicht recyceln, weil die Schichten aus unterschiedlichen Materialien bestehen, die nicht mehr voneinander getrennt und zu homogenen Rezyklat verarbeitet werden können. Als wäre das Problem damit nicht schon groß genug, sind Verpackungsfolienabfälle durch Lebensmittelreste, Fette, chemische Kontaminationen, Etikettenrückstände, Sand oder Staub erheblich verunreinigt.

1.2 …und seine unangenehmen Nebenwirkungen

Fakt ist, dass in Europa von 17,8 Mio. t gesammelten Plastikverpackungsabfall im Jahr 2018 nur 7,5 Mio. t tatsächlich recycelt d.h. in neuen Produkten wiederverwendet werden, der Rest zur Energiegewinnung verbrannt (7 Mio. t) bzw. deponiert (3,3 Mio. t) wird. In Österreich landen mehr als zwei Drittel des gesammelten Verpackungsabfalls aus hochwertigen Kunststoffen in der Müllverbrennung bzw. als Ersatzbrennstoff (Plastics Europe 2020, S. 32-34) und werden dadurch einem Kunststoffkreislauf entzogen. Dabei handelt es sich vorwiegend um flexible Verpackungen aus der Abfallsammlung, die mittels Sortiertechnologie nicht mehr weiter aufgetrennt werden können. Sortenreiner Kunststoffabfall wird bereits jetzt nahezu zur Gänze aufbereitet und mechanisch rezykliert.

Bei einer Recyclingquote in Österreich von 28 % (2015) bedeutet das EU-Recyclingziel von 50 % im Jahr 2025 bzw. 55% im Jahr 2030 eine Verdoppelung des zu rezyklierenden Kunststoffverpackungsaufkommens, in absoluten Zahlen von etwa 256.000 t auf 512.000 t (Umweltbundesamt 2017, S. 70). Diese Mengen müssen sich zwangsläufig aus der Fraktion des flexiblen Verpackungsabfalls ableiten.

Eine Studie des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2021 (Neubauer & et al. 2021, S. 13) nennt unter den wichtigsten fünf Einflussfaktoren für die Sortierung und Behandlung von Kunststoffabfällen

- die Erhöhung der Sortiertiefe
- Unerwünschte Inhaltsstoffe/Anteile in Kunststoffabfällen und
- Komplexe Verbundstoffe und Materialien

als prioritäre Themenfelder im Hinblick auf die Erhöhung der Recyclingquote. Womit das einleitend erläuterte Problem mit der Mehrschicht-Verpackungsfolie wiederum virulent wird.

2 DIE GRENZEN KONVENTIONELLER VERFAHREN…

Es steht außer Diskussion, dass die Extrusionstechnologie für das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen die Technologie der Wahl ist, seit mehr als drei Jahrzehnten umfassende Kompetenz und Erfahrung mit unterschiedlichsten Abfallfraktionen aufgebaut hat und nach heutigem Stand zu fast 100 % das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen abdeckt. Offensichtlich ist aber auch, dass Bestandstechnologien (Waschen, Sortieren, Extrudieren) nicht mehr ausreichen werden, um die Recyclingquote von 28 % auf 55 % zu verdoppeln.

2.1 Erhöhung der Sortiertiefe

Obwohl in den letzten Jahren die Sortiertechnologie Fortschritte gemacht hat, stoßen NIR- oder dichtebasierte Trennverfahren bei Kunststoffverbunden und Compounds an technische und wirtschaftliche Grenzen. Nach Stand der Technik kann im Schnitt nur etwa ein (Massen-)Drittel der Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung (postconsumer Verpackung, „gelber Sack“) „sortenrein“ abgetrennt und für das mechanische Recycling im Extrusionsverfahren aufbereitet werden, wobei auch dieser Anteil bereits problematische Mischfraktionen enthält (flexible Verpackungsfolien, PO-flex, GKV, usw.), die sich nur sehr eingeschränkt wiederverwerten lassen (Neubauer & et al. 2021, S. 54-55).

Ungefähr zwei Drittel der Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung sind technisch und wirtschaftlich nicht mehr aufzutrennen/zu sortieren und kommen häufig als Ersatzbrennstoff thermisch zum Einsatz – entziehen sich somit dem Materialkreislauf bzw. der Recyclingquote.

2.2 Unerwünschte Inhaltsstoffe/Anteile in Kunststoffabfällen

Der wesentliche Anteil an sortierten Kunststoffabfällen (siehe 3.1) aus der Verpackungssammlung wird nach dem Sortier- und Zerkleinerungsprozess einer Trocken-/Nassreinigung unterzogen und von Verunreinigungen (z.B. Etiketten, Kleber-, Nahrungsmittelresten, Sand, Papierreste) so gut wie möglich befreit. Trotzdem gelangen Störstoffe in den Extrusionsprozess und mindern die Qualität des Rezyklates. Organische Rückstände und deren thermische Abbauprodukte beeinflussen den Geruch des Rezyklates nachteilig, Schmutzpartikel stören das Materialgefüge und damit die physikalischen Eigenschaften. Die Feinheiten von Schmelzefiltern im Extrusionsprozess liegen theoretisch bei 50 µm Partikelgröße, im realen Betrieb eher > 100 µm.

2.3 Komplexe Verbundstoffe und Materialien

Verbundwerkstoffe und –materialien entziehen sich dem konventionellen mechanischen Recycling im Extrusionsverfahren zu Gänze.

Deutlich wird daher, dass neue, kreative Ansätze und Verfahren komplementär erforderlich sind, da mit konventionellen Technologien kein Quantensprung mehr erzielbar scheint, der zu einer Verdoppelung der Recyclingquote führt.

3 …UND MÖGLICHKEITEN UM DIESE ZU ÜBERWINDEN

Die Recyclingquote zu verdoppeln lässt sich nur realisieren, wenn es gelingt relevante Mengen an gemischten Kunststoffverpackungsabfall wieder in einen Werkstoffkreislauf zu bringen. Dies ist derzeit Gegenstand zahlreicher Technologieentwicklungen, wobei abhängig vom Ausmaß der Veränderung der Polymermolekülstruktur im Recyclingprozess zwischen

- **werkstofflichen (lösungsbasierten) Recyclingverfahren:**
  - Zielpolymere werden aus einem Kunststoffmischabfall durch selektiv wirkende Lösemittel herausgelöst, Fremd- und Störstoffen abgetrennt und der hochreine, gelöste Kunststoff durch Extraktion des Lösungsmittels wiedergewonnen (z.B. CreaSolv® Prozess)
  - in diesem Verfahren erfährt der Kunststoff eine physikalische Behandlung (Löseprozess), die molekulare Struktur des Kunststoffes bleibt erhalten
  - neben dem etablierten Extrusionsverfahren ist das lösungsbasierte Recyclingverfahren das einzige werkstoffliche Kunststoffrecycling

und

- **chemischem (rohstofflichem) Recycling:**
  - makromolekulare Strukturen des Kunststoffes werden durch thermochemische Prozesse bei erhöhter Temperatur und Ausschluss von Luftsauerstoff (Pyrolyse) in niedermolekulare Reaktionsprodukte (Pyrolyseöle) umgewandelt oder
  - oder das Polymer mittels spezifischer Reagenzien in seine monomeren Einheiten aufgespalten (Solvolyse)

- Produkte aus beiden Verfahren liegen in Form von flüssigen oder gasförmigen Kohlenwasserstoffverbindungen (Pyrolyseöle, Synthesegase oder Monomere) vor und müssen in nachgelagerten Aufbereitungsschritten weiterverarbeitet werden

differenziert wird, siehe auch (Tukker, 2002, S. 3-4).

3.1 Eine „raffinierte Problem-Lösung"…

Die Idee des lösungsbasierten Recyclings ist nicht neu, findet aber erst jetzt die richtigen Rahmenbedingungen vor, um sich zu etablieren. Die Eleganz des Verfahrens besteht darin, dass es sowohl Sortierung, Reinigung und Aufbereitung in einem Prozess abbildet und sich daher besonders für heterogene postconsumer Kunststoffmischabfälle (z.B. flexible Verpackungen) eignet.

Nach einer einfachen Trockenreinigung werden die vorzerkleinerten Kunststoff-Flakes mit einem Lösemittel versetzt. Das Lösemittel ist so gewählt, dass es in Kombination mit spezifischen Verfahrensparametern gezielt eine gewünschte Kunststoffart aus dem Mischabfall oder dem Materialverbund löst. Alle anderen Bestandteile, wie artfremde Kunststoffe, Verunreinigungen (Lebensmittelrückstände, Kleberreste), Fremdmaterialien und Störstoffe (Papieretiketten, Druckfarben, Metallfolien, Füll- oder Verstärkungsstoffe, Abbauprodukte) bleiben als ungelöste Feststoffe in der Polymer-Lösung.

Die Wahl des Lösemittels und der Verfahrensparameter determiniert den Trennschnitt. So lassen sich gezielt Polyolefine wie LDPE, PP, PA, PS, PVC oder PET aus Kunststoffabfall-Mischfraktionen abtrennen. Die nachfolgenden Verfahrensschritte liegen auf der Hand, Abb. 2 stellt schematisch den Verfahrensablauf dar. Nach dem Auflösen des Zielpolymers (1) erfolgt die Abtrennung der ungelösten Fremdpolymere und Störstoffe aus der Polymerlösung. Der so raffinierten Polymerlösung wird nun das Lösungsmittel wieder entzogen (3), sodass das Zielpolymer vor dem letzten Prozessschritt, der Extrusion (4), als Polymerschmelze mit Restlösemittelanteil vorliegt. Im Extrusionsschritt (4) erfolgt die Entfernung des verbliebenen Lösemittels durch Vakuumentgasung und abschließend die Granulierung des Kunststoffes.

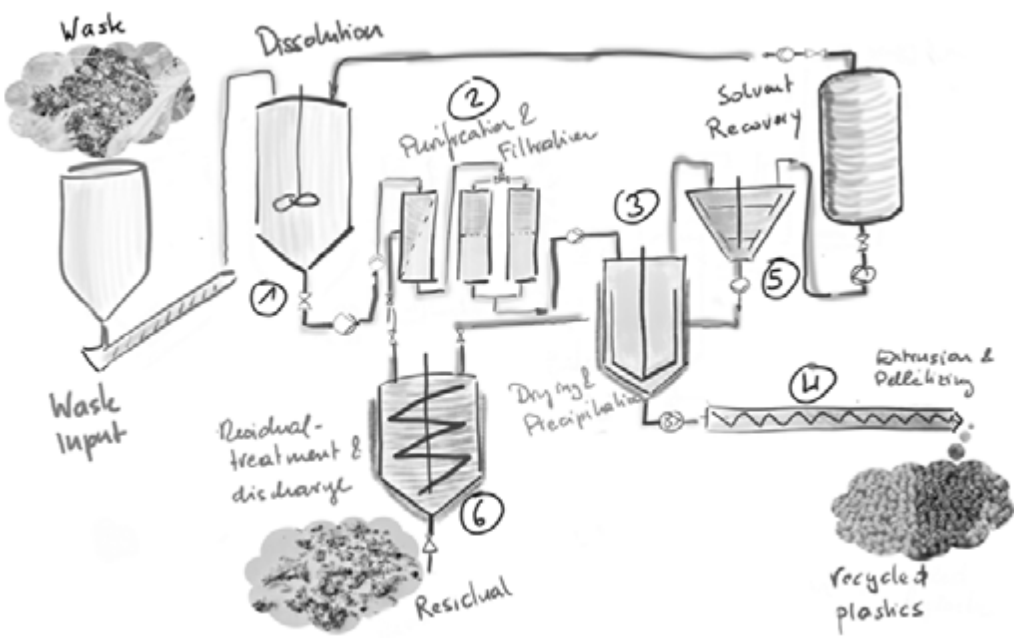


Abb. 2: Prozessübersicht CreaSolv® Verfahren – (1) Lösen des Polymers, (2) Reinigen, Filtrieren der Lösung, (3) Extraktion den Lösungsmittels, (4) Restentgasung und Granulierung, (5) Lösemittelrückgewinnung, (6) Rückstandsaufbereitung

Die molekulare Struktur des Kunststoffes bleibt im gelösten Zustand erhalten, sodass als Prozessergebnis ein sortenreiner, qualitativ hochwertiger Polymerwerkstoff vorliegt, weshalb Löseverfahren auch dem werkstofflichen Recycling zuzuordnen sind (Vogel, Krüger, & Fabian 2020).

Das Lösemittel selbst wird in einem Nebenstrom aufbereitet und im Kreislauf dem Lösebehälter wieder zudosiert (5). Als Lösemittel verwendet der CreaSolv® Prozess Formulierungen, die ein minimiertes Risikopotenzial für Anwender und Umwelt haben (d. h. idealerweise nicht kennzeichnungspflichtig nach GHS-Kriterien sind). Nach dem Trocknen des unlöslichen Rückstands (6) lässt sich auch dieser einem weiteren Löseprozess zuführen, da sich im Rückstand häufig eine weitere Polymerart aufkonzentriert, die wiederum im Löseverfahren abtrennbar ist.

Lösemittelbasierte Recyclingverfahren zeichnen sich durch eine sehr hohe Ausbeute (> 99 %) des Zielpolymeren aus der Polyolefin-Mischfraktion und eine exzellente Reinigungsleistung (Filterfeinheiten < 25 µm) gegenüber konventionellen Verfahren aus. Der gesamte Prozess arbeitet mit vergleichsweise niedrigen Temperaturen, unter Sauerstoffausschluss, bei niedrigen Viskositäten und Scherspannungen - Sauerstoff, mechanisch und thermisch induzierter Molekulargewichtsabbau werden damit weitgehend vermieden.

3.2 …und ihre Relevanz im Kanon neuer Recycling-Technologien

3.2.1 Extrusions-Recycling

Lösungsbasiertes Recycling dort setzt fort, wo Extrusions-Recycling an seine Grenzen stößt. Jene Feedstocks, die sich im Extrusionsverfahren nur bedingt oder gar nicht mehr verarbeiten lassen (z.B. flexible Verpackungen aus Polyolefin-Mischfraktionen) bzw. bestenfalls in einem „Downcycling“ resultieren, sind prädestiniert für das lösungsbasierte Recycling. Beide Technologien ergänzen daher einander auf ideale Art und Weise. Hinsichtlich des spezifischen Energieeinsatzes pro kg Rezyklat sind beide werkstofflichen Recyclingverfahren nicht direkt vergleichbar, da das lösungsbasierte Verfahren die Prozessschritte Sortieren (Trennen), Reinigen, Re-Granulieren in einem integrierten Ablauf realisiert, während das Extrusionsverfahren mit sortierten, gewaschenen Feedstock arbeitet und im Wesentlichen nur den finalen Filtrations- und Regranulierungsschritt abbildet. Die schonende Verarbeitung des Polymeren im lösemittelbasierten Prozess zeigt sich in den physikalischen und sensorischen Kennwerten des Rezyklats bzw. im Verarbeitungsverhalten, wo sich keine substanziellen Unterschiede zu Neuware abzeichnen (MULTICYCLE 2022).

3.2.2 Chemisches und rohstoffliches Recycling

Während sich Extrusionsrecycling und lösungsbasiertes Recycling hinsichtlich der Feedstocks komplementär verhalten, zielen chemische oder rohstoffliche Recyclingverfahren auf vergleichbare Kunststoff-Mischabfallfraktionen wie lösungsbasiertes Recycling ab. Vor allem Verpackungsabfälle mit großem Anteil an Polyolefinen eignen sich in gemischten Abfallfraktionen sehr gut als Einsatzstoffe, wobei die Endprodukte (niedermolekulare Verbindungen, Pyrolyseöle) stark von der Zusammensetzung des Infeeds abhängen und nur bedingt durch die Prozessführung zu beeinflussen sind. Die mittels Solvolyse oder Pyrolyse erhaltenen Kohlenwasserstoffverbindungen lassen sich in Erdölraffinerien wieder in Grundstoffe zur Produktion von Neukunststoff weiterverarbeiten (IN4climate.NRW GmbH 2020, S. 20-21). Der Energieaufwand für chemisches und rohstoffliches Recycling ist im Vergleich zum werkstofflichen Recycling im Extrusions- oder Löseverfahren ein mehrfacher, dies vor allem, weil die Aufspaltung der sehr stabilen Kohlenstoff-Kohlenstoff Bindung im Zuge der Depolymerisierung des Kunststoffmoleküls sehr energieintensiv ist. Zusätzlicher Energieeinsatz ist erforderlich, um Neuprodukte/Neukunststoffe zu synthetisieren. Es bleibt zu prüfen, inwieweit geringfügig bessere Eigenschaftsprofile von neu synthetisierten Kunststoffen (z.B. Farbe, Glanz, Reinheit) den hohen Ressourceneinsatz ökologisch und ökonomisch rechtfertigen.

4 VON DER IDEE ZUR MARKTFÄHIGEN TECHNOLOGIE

Das lösungsbasierte Recycling wird von der Fachwelt derzeit noch nicht in dem Ausmaß wahrgenommen, wie es der Leistungsfähigkeit des Verfahrens eigentlich entsprechen sollte, hat es doch im Hinblick auf die zukünftigen gesetzlichen Vorschriften das Potenzial zu einem „Gamechanger".

4.1 Erfahrungen…

Vor diesem Hintergrund überrascht es nicht, dass in einer Vielzahl von Entwicklungsprojekten die Industrialisierung der Technologie energisch vorangetrieben wird.

- Unilever betreibt in Indonesien seit 2018 ein Pilotwerk zum Recyceln von Mehrschicht-Beutelverpackung. Der Prozess arbeitet nach dem CreaSolv® Verfahren mit einer Kapazität von etwa 500 – 700 t/a (Klassifizierung nach TRL: 7)
- PolyStyreneLoop betreibt seit 2021 ein Werk für das Recycling von EPS/XPS Dämmplatten aus dem Hochbau. Neben dem Recycling von PS ermöglicht der Löseprozess nach dem CreaSolv® verbotene Flammschutzmittel zu extrahieren. Das Werk hat eine Kapazität von 3.300 t/a (TRL: 7-8)
- Im Rahmen des EU-Projektes MultiCycle entstand 2020 eine industrielle CreaSolv® Demonstrator-Anlage (Abb. 3), die für unterschiedliche Feedstocks konzipiert wurde. So können an dieser Anlage nicht nur flexible postconsumer Verpackungen (z.B. MKF, Mehrschicht-Verbundfolien) verarbeitet, sondern auch technische Kunststoffe wie PA, PP-GF rezykliert bzw. von ihren Zuschlags- und Verstärkungsstoffen getrennt werden. Die Anlage steht industriellen Interessenten zur Verfügung, die das lösungsbasierte Recycling im vorkommerziellen Maßstab evaluieren möchten (TRL 6). Rezyklatmengen von 500 bis 1000 kg können unter repräsentativen Prozessbedingungen hergestellt werden.
- PureCycle plant und realisiert in Ohio, USA, den Bau eines Recyclingwerks für PP, das nach einem Löseverfahren arbeitet
- APK betreibt am Standort Merseburg den lösemittelbasierten Newcycling® Prozess, mit dem vor allem industrielle PE/PA Multilayer Verpackungsabfälle aufbereitet werden
- In Deutschland entsteht aktuell eine industrielle CreaSolv® Anlage mit einer geplanten Kapazität von 10.000 t/a. Diese Anlage wird in erster Linie flexible postconsumer Verpackungen aus der Kunststoff-Mischfraktion (MKF) verarbeiten

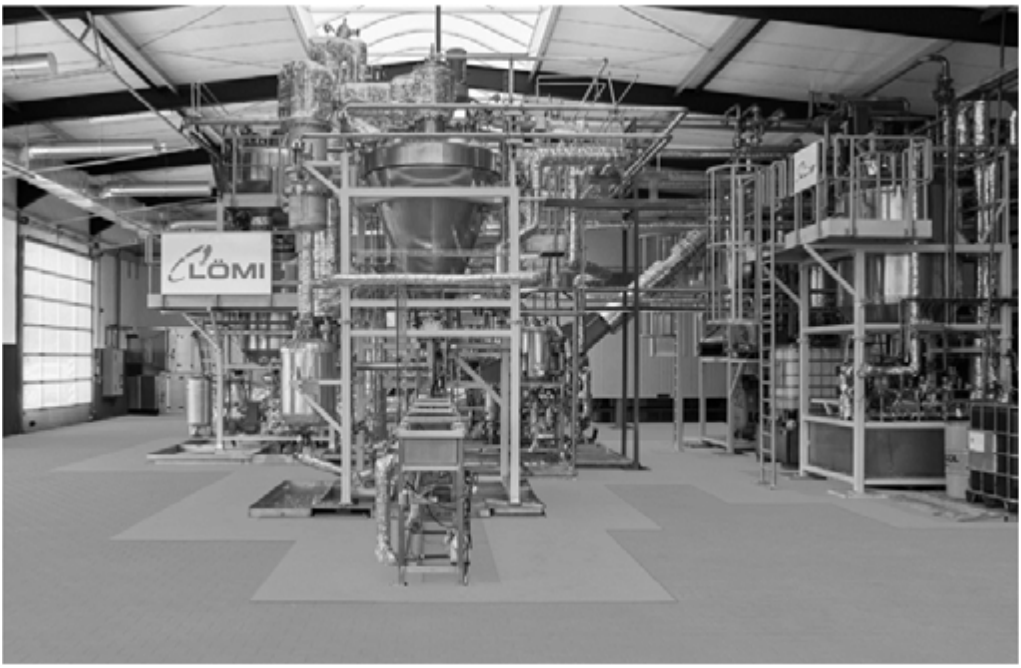


Abb. 3: Industrielle CreaSolv® Demonstrator-Anlage, Projekt MultiCycle

Detaillierte Wirtschaftlichkeitsanalysen, basierend auf Erfahrungen mit dem Betrieb unterschiedlicher Anlagen zeigen, dass eine CreaSolv® Anlage ab einer Kapazität von 8.000 t/a profitabel produziert.

4.2 … und Potenziale

Flexible Verpackungen und Mischkunststoffe sind nicht die einzigen Abfallströme, die sich für das lösungsbasierte Recycling eignen. Getränkekartonverpackungen (GKV), Silagefolien, synthetische Textilien, faserverstärkte thermoplastische Werkstoffe aus Automotivanwendungen, Kunststoffe aus Elektroaltgeräten usw. Alle diese polymeren Werkstoffe erhalten ihre besondere Leistungsfähigkeit und ihren hohen Nutzwert durch das synergistische Zusammenwirken unterschiedlicher Materialen. Aus kreislaufwirtschaftlicher Perspektive sind solche Materialkombinationen kritisch zu bewerten, für das lösungsbasierte Kunststoffrecycling aber die idealen Feedstocks.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Lösungsbasierte Recyclingverfahren haben Potenzial zu einem „Gamechanger“ im Kunststoffrecycling zu werden. Die Trennschärfe und Reinigungseffizienz des Verfahrens prädestinieren es verunreinigte Kunststoffmischfraktionen, Mehrschichtverbunde aber auch gefüllte oder verstärkte Polymere effizient zu recyceln. Kein anderes Verfahren ermöglicht eine vergleichbare materialadäquate Behandlung (niedere Temperaturen, geringe Scherkräfte, Sauerstoffabsenz), sodass die physikalisch-chemischen Struktureigenschaften des Polymers erhalten bleiben.

Als optimale Ergänzung zum Extrusionsrecycling und als technologisch fortschrittlichere und wirtschaftlich attraktivere Option zum chemischen (rohstofflichen) Recycling, wird lösemittelbasiertes Recycling einen bedeutenden Stellenwert bei der Erreichung der gesetzlichen Recyclingquoten einnehmen.

LITERATUR

IN4climate.NRW GmbH (2020) Chemisches Kunststoffrecycling – Potenziale und Entwicklungsperspektiven. Gelsenkrichen.

MULTICYCLE (2022) Circularity in flexible packaging: polyamide recycled from post-industrial scrap. Von MULTICYCLE - Advanced & sustainable recycling processes and value chains for plastic-based multi-materials: http://multicycle-project.eu/documents/ abgerufen

MULTICYCLE (2022) Flexible packaging products from high post-consumer recycled PP content film structures. Von MULTICYCLE - Advanced & sustainable recycling processes and value chains for plastic-based multi-materials: http://multicycle-project.eu/documents/ abgerufen

MULTICYCLE (2022) Getting flexible to drive circularity from mixed polyolefin post-consumer waste. Von Advanced & sustainable recycling processes and value chains for plastic-based multi-materials: http://multicycle-project.eu/documents/ abgerufen

Neubauer, C., & et al. (2021) Sortierung und Recycling von Kunststoffabfällen in Österreich: Status 2019. Wien: Umweltbundesamt.

Plastics Europe (2020) Plastics - the Facts 2020.

Schlummer, M. (2021) Recycling von Hochbarriere Verbunden. TechBox - Fachpack. Nürnberg.

Tukker, A. (2002) Plastics Waste - Feedstock Recycling, Chemical Recycling and Incineration. In Rapra Review Reports, Vol. 13, Report 148. Rapra Technology Ltd.

Umweltbundesamt (2017) Kunststoffabfälle in Österreich - Aufkommen und Behandlung. Wien.

Vogel, J., Krüger, F., Fabian, M. (2020) Hintergrund Juli 2020 - Chemisches Recycling. (Umweltbundesamt, Hrsg.) Von http://www.umweltbundesamt.de/publikationen abgerufen

Katalytische Depolymerisation von polyolefinhaltigen Kunststoffabfällen

D. Heymel[1], S. Schröter[1], T. Rothgänger[1] & M. Seitz[1]
[1.)] Hochschule Merseburg, Fachbereich INW, Merseburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Durch die katalytische Depolymerisation von polyolefinreichen Kunststoffabfällen können im Vergleich zur Pyrolyse mit anschließender Hydrierung und Cracken der Pyrolyseöle direkt verwertbare Olefine, die als Monomer verwendet werden können, erzeugt werden. Die Entfernung schädlicher Komponenten, die im Wesentlichen auf Heteroatome (u.a. Stickstoff, Sauerstoff, Chlor) im Kunststoffabfall zurückzuführen sind, kann im Falle der katalytischen Depolymerisation über einfache Absorptionsverfahren erfolgen. Das bedeutet, dass der Aufwand im Vergleich zur reinen Pyrolyse erheblich geringer ausfällt. Mit Hilfe eines ökobilanzähnlichen Vergleiches konnte gezeigt werden, dass der kumulative Energieaufwand um 51 % und die Treibhausgasemissionen potentiell um 44 % pro Masse Wertprodukt reduziert werden können. Damit hat die Umsetzung einer katalytischen Spaltung, für die spezielle, geträgerte Katalysatoren zur Abtrennung von den festen Reststoffen und zur Regeneration verwendet werden, einen erheblichen Vorteil im Vergleich zu einer reinen Pyrolyse mit anschließender Hydrierung und Steam-Cracken.

1 EINLEITUNG

In einem konsequent umgesetzten zirkulären Wertstoffstrom müssen Verfahren wie Depolymerisation und Pyrolyse zur Erzeugung von Monomeren und anderen Chemikalien aus Kunststoffabfällen etabliert werden (Viebahn et al. 2018), (DECHEMA e.V. 2019). Vor allem Polyolefine, die Hauptfraktion der Kunststoffabfälle, können zu Gasen und Ölen gespalten werden, die als Ausgangsmaterial für Steam-Cracker oder direkt als Rohstoff für die Kunststoffherstellung verwendet werden können. Obwohl die Umwandlung von Kunststoffen in Chemikalien oder Brennstoffen seit über 40 Jahren angestrebt wird, haben sich die Umwandlungstechnologien noch nicht erfolgreich durchgesetzt. Die Gründe dafür sind wirtschaftlicher und technischer Natur (Gleis 2011). Pyrolyseöle sind aufgrund ihres Geruchs, ihrer Korrosionseigenschaften, Reaktivität und Toxizität prinzipiell schwierig zu lagern oder zu transportieren (Phillip 2021). Die im Pyrolyseöl vorliegenden ungesättigten und zum Teil korrosiven Komponenten stellen die Lagerung vor besondere technische Herausforderungen. Diese sind bei Temperaturen über 60°C nicht stabil und neigen bei Lagerung zur Bildung von Polymeren, die das Öl zähflüssiger machen, was zu wachsartigen Ablagerungen und Verstopfung von Pumpen führen kann. Zur Entfernung von Heteroatomen, die den Steam-Cracking-Prozess erheblich beeinträchtigen können, und zur Sättigung der Verbindungen muss eine Hydrierung (siehe Abb. 1) eingesetzt werden (Kusenberg et al. 2022). Dieses Verfahren ist sehr energieintensiv und für kleine Anlagen unrentabel. Erst ab einer Durchsatzmenge von ca. 600 – 700 Tonnen pro Tag gemischter Kunststoffabfälle erscheint der Einsatz der Hydrierung für eine Kunststoffpyrolyse derzeit wirtschaftlich (IHS Markit 2021). Um wieder Olefine zu erzeugen, müssen die hydrierten Pyrolyseöle erneut aufgeheizt und bei ca. 900°C in einem Steamcracker zu Olefinen gespalten werden.

An der Hochschule Merseburg werden Wege erforscht, Kunststoffabfälle zu Basischemikalien, wie Ethen, Propen, Butene und Aromate umzusetzen (Abb. 1). Diese können ohne Hydrierung direkt aufgereinigt und wieder als Basischemikalien verwendet werden. Auch der energieaufwändige Prozessschritt des Steamcrackens kann entfallen. Im Rahmen des Projekts „pool-in-loop“ (BMBF-Programm „Forschung für Nachhaltige Entwicklung - FONA3“ zum Thema „Ressourceneffiziente Kreislaufwirtschaft Kunststoffrecyclingtechnologien (KuRT)“), wurde zunächst untersucht, welchen Beitrag die katalytische Depolymerisation von Polyolefinen im Vergleich zu Pyrolyse und Hydrierung zum chemischen Recycling leisten kann und ob die technischen Gegebenheiten skalierfähig sind.

Der Einsatz von Katalysatoren zur Umsetzung von polyolefinreichen Abfällen ist sehr gut bekannt (u.a. Scheirs & Kaminsky 2006). Im Vergleich zum thermischen Cracken zeigen MFI-Zeolithe eine erhöhte Crackaktivität. Das Produktspektrum wird dadurch deutlich verringert und insbesondere C2-C4-Olefine treten als eines der Hauptprodukte auf. Als dominierender Parameter für die katalytische Zersetzung wurde die Kristallitoberfläche der MFI-Zeolithe bestimmt (Seitz et al. 2019). Durch den Einsatz von pulverförmigen Zeolithen konnte die Ausbeute an direkt verwertbaren Produkten (Propen, Butene und aromatische Komponenten mit bis zu 70 Ma%) erhöht werden. Bei Verwendung von agglomerierten Kugeln sinkt die Reaktionsgeschwindigkeit und das Produktspektrum verschiebt sich zu mehr aromatischen Komponenten, was auf Diffusionskontrolle und Verkokung zurückzuführen ist (Seitz & Schröter 2022). Als Gifte wurden Verunreinigungen von PA6, PET und PVC beim katalytischen Cracken und beim thermischen Cracken identifiziert. (Seitz et al. 2019), wobei der Deaktivierung durch Desorption (bei Polyamid) oder Koksabbrand reversibel entgegengewirkt werden kann.

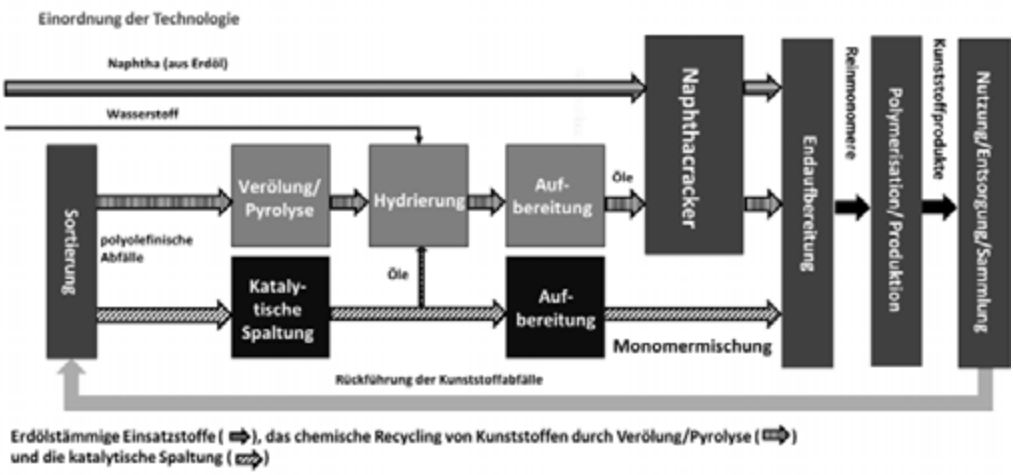


Abb. 1: Schema der Recyclingpfade mit Pyrolyse/Hydrierung/Steam-Cracker und katalytischer Spaltung im Vergleich zur Herstellung von Monomeren aus Erdöl

2 VORGEHEN

Um den Einfluss von Verunreinigungen auf die Katalysatoren zu charakterisieren, wurde ein Chargendrehrohrofen für die Pyrolyse gewählt. Unterschiedliche Abfallfraktionen, die nicht für das werkstoffliche Recycling geeignet sind (agglomerierte Foliensortierreste siehe Abb. 2), wurden bei Reaktionstemperaturen von 390°C und 500°C unter inerten Bedingungen in den Reaktor gegeben. Als Katalysator wurden Zeolithe vom MFI-Typ mit unterschiedlichen Moduli verwendet. Um im Prozess den Katalysator nach dem Gebrauch wiederzugewinnen (Abtrennung von Asche und Koks sowie Regeneration durch Koksabbrand), konnten die aktiven Komponenten abriebfest auf einen stark makroporösen Träger aufgebracht werden. Das Verhältnis von Katalysator (ohne Träger) zu Kunststoff lag zwischen 0,01 und 1 g/g. Die Verweilzeit der entstehenden Produktgase betrug etwa 40 s. Die flüchtigen Produkte wurden in einer Kühlfalle bei 20 °C kondensiert, während die restlichen Gase mit einem Coriolis-Massenstromdetektor nachgewiesen wurden. Die Zusammensetzung des Öls und des Gases wurde mittels Gaschromatographie analysiert. Als Vergleich dienten Versuche ohne Katalysatoren.

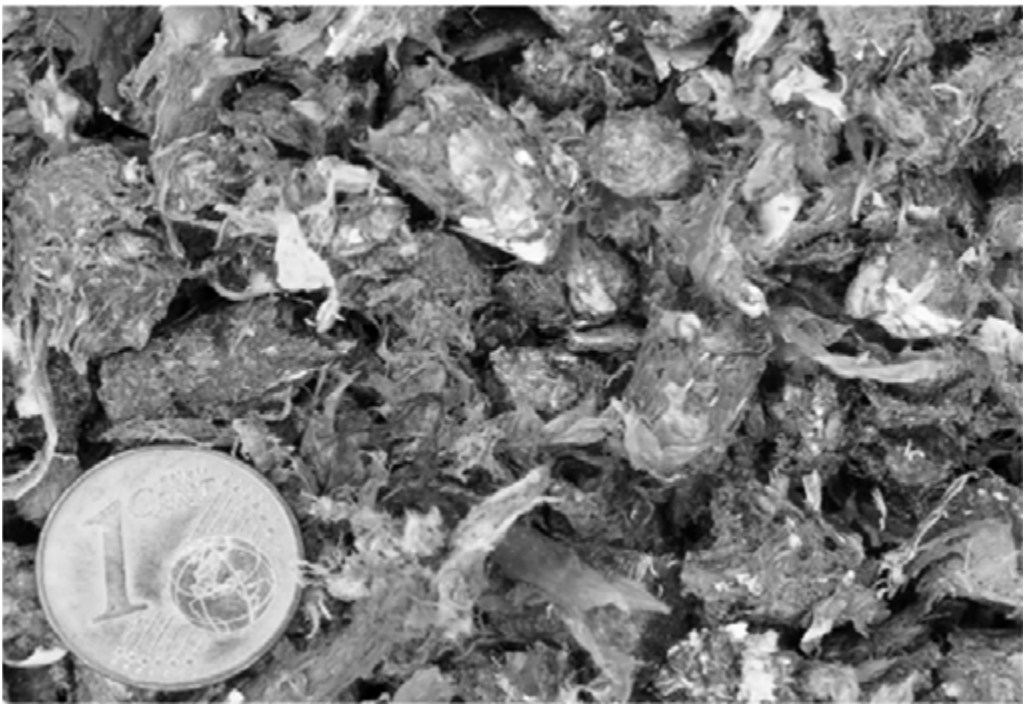


Abb. 2: Agglomerierte Foliensortierreste mit ca. 8,62 % Asche und 22,8 % biogenen Anteil (u.a. Papier, Holz)

Auf Basis der Versuche und Literaturwerte für die Folgeprozesse kann der Vorteil (kumulativer Energieaufwand und Kohlenstoffdioxidemissionen) der katalytischen Spaltung gegenüber der Pyrolyse mit Hydrierung und Steam-Cracken zur Herstellung von Basischemikalien (HVC – high value chemicals) bilanziert werden. Für die Berechnung des Energieaufwands und der Kohlenstoffdioxidemissionen wurden die flüchtigen Kohlenwasserstoffe der Pyrolyse, als auch der katalytischen Spaltung als verwertbar angesehen. Im Fall der katalytischen Spaltung wurden jedoch die C2-C4-Olefine mittels Absorption aufgereinigt und direkt der Produktaufbereitung übergeben. Eine Bilanzierung erfolgte mit dem Prozesssimulationsprogramms ChemCad. Für die Hydrierung und das Steam-Cracken wurden Literaturwerte für die Berechnung herangezogen (BASF 2020). Für die Ökobilanzwirkpotentiale wurden BAFA-Daten übernommen. Aus der Differenz für die Ausbeute, Energieaufwand und Treibhausgase ergibt sich der Vorteil für die katalytische Spaltung.

3 ERGEBNISSE

Zur Abtrennung, Regeneration und Wiederverwertung des Katalysators vom Reststoff der Pyrolyse entwickelte die Hochschule Merseburg einen innovativen Ansatz, der den wirtschaftlichen Einsatz teurer Spezialkatalysatoren ermöglicht. Die Anwendung erhöhter Katalysatoranteile und optimierte Prozessbedingungen wirken der Deaktivierung entgegen (Seitz et al. 2019). Die Katalysatorprototypen sind stabil und können in robusten Reaktoren, wie Drehrohrreaktoren, wiederholt eingesetzt werden (Zimmermann 2018). Durch eine flexible Katalysatorzusammensetzung lässt sich der Prozess gezielt auf einen gewünschten Einsatzstoff und ein gewünschtes Produktspektrum einstellen (Seitz & Schrötter 2022). In der Konzeptphase von pool-in-loop wurde vom einem Projektpartner die technische Umsetzung der Katalysatorformulierungen mit katalytisch aktiven Substanzen auf produktionsnahen Apparaten erfolgreich untersucht, wobei die Katalysatorformulierungen den gewünschten Eigenschaften entsprachen, sodass in der Umsetzungsphase eine gezielte Weiterentwicklung der Katalysatorherstellung von TRL 5 auf TRL 9 möglich ist.

Von den Projektpartnern aus der Abfallwirtschaft wurden reale Kunststoffabfälle, die nicht für das werkstoffliche Recycling in Frage kommen, grob aufbereitet und zur Verfügung gestellt (Abb. 2). Zusammen mit den formulierten Katalysatoren wurden Monomerausbeuten von 55,2 % (9,5 % Ethen, 18,3 % Propen, 12,4 % Butene, 15,0 % BETX) bezogen auf den Eingangsstoff (Gesamtorganik inkl. Biomasse/Papier wasser- und aschefrei) erreicht. Mit steigenden Polyolefinanteil sind höhere Zielproduktausbeuten möglich. In Versuchen im kontinuierlichen Pyrolysereaktor mit Katalysator konnten die Ergebnisse mehr als bestätigt werden. Eine erfolgreiche Übertragung in die nächsthöheren TRLs, die Entwicklung und Demonstration der Technologie in einer kontinuierlichen Anlage und ggf. eine Ausweitung des Abfallspektrums auf ungünstigere Fraktionen ist damit möglich.
Die Aufbereitung der erwünschten Produkte (besonders C2-C4-Olefine) lässt sich leicht durch ein zweistufiges Absorptionsverfahren (alkalische und saure Wäsche) und Trocknung von den gebildeten, heteroatomhaltigen Komponenten, wie Chlorwasserstoff, Ammoniak oder heteroatomhaltige Kohlenwasserstoffe, reinigen. Dies wurde im Labor und durch eine Prozessmodellierung bestätigt. Die Produkte aus der Simulation entsprechen den Prozessanforderungen für chemische Veredelungsprozesse und können demnach direkt ohne Hydrierung und zusätzlichen Crackprozess in deren Produktaufbereitung eingeschleust werden. Die katalytische Spaltung mit Absorption der Schadstoffe stellt eine Prozessintensivierung dar (Heymel et al. 2022). Eine geeignete Prozessführung mit geeignetem Katalysator, die in der Literatur zur Nutzung der Vorteile der katalytischen Spaltung gefordert wird (Ellen MacArthur Foundation 2016), (Ragaert et al. 2017), (Dogu et al. 2021) kann dadurch in Aussicht gestellt werden. Das Skalierungspotential der Technologie wurde von einem Anlagenbauer auf Basis eigener Erfahrungen positiv bewertet. Die Kreislaufführung von Wärmeträgern und Katalysatoren ist von ähnlichen Prozessen bekannt (z.B. FCC-Verfahren; L-R-Verfahren) und sollte auf die katalytische Spaltung übertragbar sein.
LCA-Voruntersuchungen mit einer Verifizierung und Validierung über Literaturdaten (BASF 2020), (Volk et al. 2021) zeigen, dass im Vergleich zur Pyrolyse in Bezug auf verwertbare chemische Grundstoffe (HVC – C2-C4-Olefine und BTX-Aromate) die Emission von Treibhausgasen (THG) um 44 % gesenkt werden können. Gleiches gilt für den kumulativen Energieaufwand (CED) mit 51 % (Abb. 3). Grund für das verbesserte ökologische Potential ist insbesondere die höhere Gesamtausbeute von 60 % zu 41 % und die vermiedenen Aufheizvorgänge. Der pool-in-loop-Prozess zeigt analog zum ökologischen Mehrwert einen ökonomischen Nutzen auf, weil weniger apparativer Aufwand bis zum Monomer notwendig ist als beim Referenzprozess (Heymel et al. 2022). Weiterhin können die Vorteile der katalytischen Spaltung durch die Einbindung regenerativer Energien unter Berücksichtigung einer lastflexiblen Fahrweise gesteigert werden. Es ist möglich, das Produktspektrum entsprechend dem Energieangebot zu steuern, sodass bei einem Stromüberangebot vorwiegend energieintensive Monomere (z.B. Ethen, Propen) und bei einem Stromunterangebot weniger energieintensive Produkte wie Aromate erzeugt werden können.

Die katalytische Spaltung weist gegenüber den pyrolytischen Verfahren folgende Vorteile auf:

- enges Produktspektrum mit hohem Gasanteil bei hohem Olefingehalt (C2-C4)
- leichte Reinigung gasförmiger Produkte
- Vermeidung von Hydrierung und Steam-Cracking mit hohem Energieverbrauch (weniger Aufheizen und keine Wasserstoffbereitstellung)
- geringere Prozessstufenanzahl (niedrigere Investitions- und Prozesskosten)
- keine zusätzliche Gefahr des Foulings von Wärmeübertragern und Katalysatordeaktivierung mit erhöhter Prozesssicherheit
- flexiblere Behandlung der Einsatzstoffe durch Anpassung des Katalysators
- Integration einer netzdienlichen, lastflexiblen Fahrweise durch einen Prozess- und den damit verbundenen Produktshift

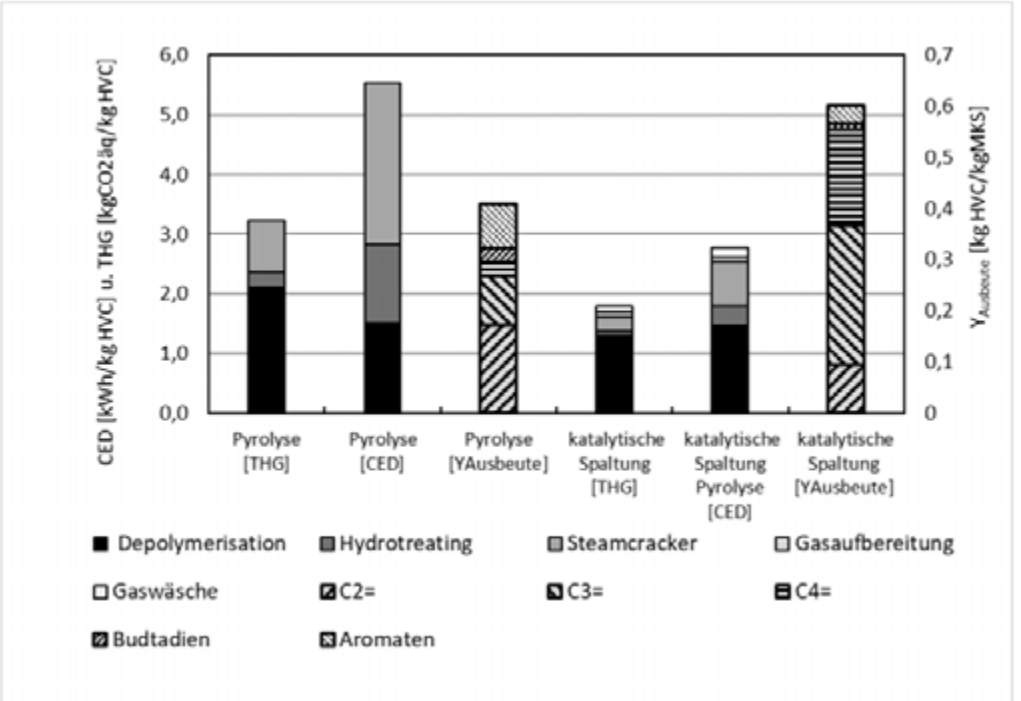


Abb. 3: Ausbeuten (Y) an Kohlenwasserstoffen mit hohem Wert (HVC – high value chemicals) für die gesamte Wertschöpfungskette, kumulativer Energieaufwand (CED - cumulative energy demand) und Kohlendioxidemissionen (THG) im Vergleich der katalytischen Spaltung zu Pyrolyse mit Hydrierung und Steam-Cracking

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Der Ausbeute-, Energie- und Treibhausgasausstoßvergleich für die katalytische Spaltung zeigt, dass mehr Zielprodukte bei gleichzeitig weniger Energieaufwand und Treibhausgasemissionen durch die katalytische Spaltung ermöglicht werden können. Sie weist damit deutlich Vorteile im Vergleich zur Pyrolyseroute auf, die von vielen Akteuren verfolgt wird. Die Sinnhaftigkeit einer derartigen Verwertungsrute ist damit deutlich unter Beweis gestellt und im Labor, einem diskontinuierlichen Drehrohrreaktor erprobt. Die benötigten Katalysatorsysteme (aktive Komponenten, Bindematerial, Träger, usw.) können im technischen Maßstab hergestellt werden. Die Verwertung von polyolefinischen Abfällen, die nicht für das mechanische Recycling geeignet sind, ist so möglich. Selbst aus stark verunreinigten Abfällen konnten durch die katalytische Spaltung Wertprodukte (Olefine und Aromate) direkt gewonnen werden.

Für die weitere Entwicklung der katalytischen Spaltung sollten Versuche in einem kontinuierlichen Prozess untersucht werden. Die Katalysatorsysteme bieten viele Möglichkeiten der Optimierung. Insbesondere das Zusammenspiel von Katalysator, Kunststoffabfallqualität und Prozessbedingungen sowie die Deaktivierung und Regeneration der Katalysatoren müssen weiter untersucht werden. Durch Versuche im kontinuierlichen Maßstab können dann auch gesicherte Aussagen zur Ökobilanzierung getroffen werden. Da in dieser Vorstufe konservativ gerechnet wurde (also idealisierte Werte bei der Pyrolyse und der katalytischen Spaltung) könnte sich der positive Effekt hinsichtlich der betrachteten Wirkungsindikatoren noch vergrößern. Die katalytische Spaltung kann damit fossile Rohstoffe aber auch den Einsatz von biogenen Rohstoffen zur Herstellung von Kunststoffprodukten mindern.

Allgemein weist die katalytische Spaltung ein enorm hohes Potential zur stofflichen Nutzung von nicht durch das mechanische Recycling verwertbaren polyolefinischen Kunststoffen und damit zur Ressourcen- und Energieeinsparung und zum Klimaschutz auf. Laborversuche und erste Untersuchungen im technischen Maßstab waren erfolgreich. Die Katalysatorsysteme müssen weiter untersucht und optimiert werden. Das Verfahren bedarf der Überführung in den Pilotmaßstab, wo eine technische Weiterentwickelung stattfinden kann.

5 DANKSAGUNG

Die Forschung war Teil der Voruntersuchungen des vom BMBF geförderten Projekts „pool-in-loop“ - Energieeffiziente Depolymerisation von polyolefinhaltigen Kunststoffabfällen mit Hilfe von Katalysatoren zur direkten Herstellung von Polymeren für Kunststoffneuware FKZ 033R364 PtJ (Konzeptphase der FONA3- Förderung im Themenbereich KURT). Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Unterstützung durch das BMBF.

LITERATUR

BASF (2020) Evaluation of pyrolysis with LCA – 3 case studies.

DECHEMA e.V. (2019) ROADMAP CHEMIE 2050: Auf dem Weg zu einer treibhausgasneutralen chemischen Industrie in Deutschland

Dogu, O., Pelucchi, M., van de Vijver, R., van Steenberge, P. H.M., D'hooge, D. R., Cuoci, A., Mehl, M., Frassoldati, A., Faravelli, T., & van Geem, K. M. (2021) The chemistry of chemical recycling of solid plastic waste via pyrolysis and gasification: State-of-the-art, challenges, and future directions, Progress in Energy and Combustion Science, 84, p. 100901. doi:10.1016/j.pecs.2020.100901.

Ellen MacArthur Foundation (2016) The new Plastic Economy Rethinking the Future of Plastics

Gleis, M. (2011) Pyrolyse und Vergasung, in: *Energie aus Abfall*: *Vol. 8*, pp. 438–465

Heymel, D., Schröter, S., Rothgänger, T., & Seitz, M. (2022) Katalytische Depolymerisation von polyolefinhaltigen Kunststoffabfällen, in: K³/C³ - Defossilizing the chemical industry – Conference Proceedings, June 23-24, 2022, Dresden, Germany

IHS Markit (2021) Waste Plastic Chemical Recycling via Pyrolysis – Small-Scale vs Lagre-Scale (the way ahead for commercialization);. Available at https://chemicalmarketanalytics.com/services/circular-plastics-service/ (accessed 19 July 2022).

Kusenberg, M., Eschenbacher, A., Djokic, M. R., Zayoud, A., Ragaert, K., Meester, S. de, & van Geem, K. M. (2022) Opportunities and challenges for the application of post-consumer plastic waste pyrolysis oils as steam cracker feedstocks: To decontaminate or not to decontaminate?, Waste management (New York, N.Y.), 138, pp. 83–115. doi:10.1016/j.wasman.2021.11.009.

Phillip, J. (2021) Managing challenges in the production and use of pyrolysis oil, in: DGMK Confer-ence 'Chemical Recycling - Beyond Thermal Use of Plastic and other Waste. DGMK Conference., October 2021.

Ragaert, K., Delva, L., & van Geem, K. (2017) Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste, Waste management (New York, N.Y.), 69, pp. 24–58. doi:10.1016/j.wasman.2017.07.044.

Scheirs, J. & Kaminsky, W. (Eds) (2006) Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics: Converting Waste plastics into Diesel and Other Fuels (Chichester UK, Hoboken NJ: J. Wiley & Sons)

Seitz, M., Schröter, S., Thamm, D., Engelhardt, A., Klapproth, J., Klätte, M., & Cepus, V. (2019) Thermochemical Depolymerisation Technologies to Recover Olefins, in: Circular Economy DGMK-Conference / Petrochemistry, October 9 -11, 2019 in Dresden-Neustadt, Germany.

Seitz, M. & Schröter, S. (2022) Catalytic Depolymerization of Polyolefinic Plastic Waste, *Chemie Ingenieur Technik,* 94(5), pp. 720–726. doi:10.1002/cite.202100182

Viebahn, P., Zelt, O., Fischedick, M., Hildebrand, J., Heib, S., Becker, D., Horst, J., Wietschel, M., & Hirze, S. (2018) Technologien für die Energiewende: Politikbericht Wuppertal Report No. 14

Volk, R., Stallkamp, C., Steins, J. J., Yogish, S. P., Müller, R. C., Stapf, D., & Schultmann, F. (2021) Techno-economic assessment and comparison of different plastic recycling pathways: A German case study, Journal of Industrial Ecology, 25(5), pp. 1318–1337. doi:10.1111/jiec.13145.

Zimmermann, J. (2018) Entwicklung eines kontinuierlichen Reaktorsystems zur katalytischen Spaltung von Braunkohle auf Basis labortechnischer Untersuchungen: Dissertation (Halle (Saale)).

Die Zukunft des chemischen Recyclings und der thermischen Verwertung

G. Schmidt[1] & R. von Goetze[2]
[1)] Interzero Plastics Recycling, Thermische Verwertung & Strategische Projekte, Berlin, Deutschland
[2)] Interzero Plastics Recycling, Chemisches Recycling & Strategische Projekte, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Chemisches Recycling und thermische Verwertung mittels Vergasung stellen für die Interzero die Möglichkeiten der Zukunft dar, um die Recyclingquote über das Mechanische Recycling hinaus zu erhöhen. Je nach Qualität des Reststroms aus den Leichtverpackungs-(LVP) Sortieranlagen werden passende Verfahren erörtert, um den Zutrag an Materialien in die klassische Verbrennung zu reduzieren. Nicht alle präsentierten Verfahren sind jetzt bereits marktreif, jedoch erwartet die Interzero eine Veränderung im Markt beginnend ab dem Jahr 2025.

1 EINLEITUNG

In den letzten Jahren gab es am Abfallmarkt im Bereich der thermischen Verwertung wenig Veränderungen. In naher Zukunft ist jedoch mit einem Umbruch zu rechnen. Durch gesetzliche Vorgaben von Seiten der EU, aber auch einzelner Länder wie z.B. in Deutschland wird in Zukunft die stoffliche Verwertung zunehmen. Diese Zunahme führt zu einer Abnahme an Abfällen Richtung klassischer, thermischer Verwertung. Gleichzeitig tauchen neue Industriebereiche auf, die ein vermehrtes Interesse an kohlenstoffhaltigen Abfällen haben. Dazu zählen die chemische Industrie und die Stahlwerke, hier spezifisch der Wasserstoff aus den Abfällen. Für den Einsatz in diesen Industrien müssen die Abfälle in komplexen Anlagen aufbereitet werden. Die eigentliche Verwertung erfolgt in noch zu entwickelten neuen Technologien. Eine der interessanten Technologiegruppen wird als „chemisches Recycling“ bezeichnet. Eine andere ist die „Vergasung“ von Abfällen, um ein Synthesegas oder Wasserstoff herzustellen. Nachdem sich der Schwerpunkt der Projekte im Bereich Niederlande/Deutschland/Österreich befindet, liegt der Fokus dieses Beitrages auf diesen Ländern.

2 DIE ENTWICKLUNG DES THERMISCHEN ABFALLMARKTES

Der thermische Abfallmarkt ist abhängig von der thermisch zu behandelnden Abfallmenge und den zur Verfügung stehenden Verwertungskapazitäten.
Die Gesamtabfallmenge hängt stark von der Entwicklung der Bevölkerungszahl und dem Wirtschaftswachstum ab. Für Deutschland wird von annähernd konstanter Bevölkerungszahl ausgegangen. Die Prognosen für das Wirtschaftswachstum sind aktuell eher gering (ZDF 2022), (Statista 2022). Von den vorhandenen Abfällen müssen jedoch auf Grund von gesetzlichen Vorgaben immer mehr Abfälle weg von der thermischen hin zur stofflichen Verwertung gelangen. In Deutschland sind hier vor allem die vermehrte getrennte Sammlung von biogenen Abfällen und die höheren Vorgaben im Bereich von Kunststoffverpackungen relevant. In Österreich muss die getrennte Sammlung von Kunststoffverpackungen bis 2025 praktisch verdoppelt werden um die gesetzlichen Ziele zu erreichen.
Bei den thermischen Verwertungskapazitäten sind allein in Deutschland bis 2026 rund 1,5 Mio. t/a an neuen Monoverbrennungsanlagen genehmigt bzw. schon in Bau. Das theoretische zusätzliche Potential in den deutschen Zementwerken liegt bei rund 1 Mio. t/a. Dazu kommen frei werdende Kapazitäten durch das Gebot der Klärschlammmonoverbrennung. Im Gegenzug sinken die EBS-Kapazitäten in Kohlekraftwerken bis zum Jahr 2030 nur um rund 400.000 t/a.
Unabhängig von zusätzlichen Projekten im Bereich chemisches Recycling/Vergasung wird somit die thermische Kapazität deutlich steigen, die dafür zur Verfügung stehenden Mengen aber sinken. Rund um das Jahr 2025 wird es einen deutlichen Überschuss an thermischen Kapazitäten geben.

3 CHEMISCHES RECYCLING

Chemisches Recycling wird oftmals mit einem einzelnen Verfahren oder als eine Lösung betrachtet, jedoch stellt das Chemische Recycling eine ganze Reihe an Verfahren dar, welche passgenau angewendet werden müssen. Im Folgenden werden grundlegend die Verfahrenstypen beschrieben und diese dann auf das Anwendungsfeld im Waste Management von Leichtverpackungs-(LVP) Sortieranlagen angewandt.

3.1 Grundübersicht Verfahren Chemisches Recycling

Chemisches Recycling umfasst eine Fülle an Verfahren, welche sich nach Interzero in zwei Gruppen einteilen lassen: „Waste to Fuel“ und „Waste to Plastics“ Verfahren. (Ina Vollmer 2020)
Für die Interzero spielen nur „Waste to Plastics“ Verfahren eine Rolle, „Waste to Fuel“ Verfahren werden als eine verzögerte Verbrennung betrachtet, welche durch das Handlungsfeld Chemisches Recycling reduziert werden sollen. (Abb. 1)

In der Verfahrensgruppe „Waste to Plastics“ oder auch Monomer Recycling werden Kunststoffe in ihre Monomere oder Oligomere zurückgeführt. Dies kann über thermische, enzymatische oder solvolytische Verfahren erfolgen. Die verfahrenstechnischen Unterschiede zwischen den Kategorien Solvolyse und Enzymolyse können verschwimmen, jedoch grenzen sich besonders thermische und nicht thermische Verfahren voneinander ab. Das „Supercritical Cracking“ wird hierbei einem modifizierten Thermischen Verfahren gleichgesetzt und ist ähnlich der Pyrolyse von Reststoffen zu betrachten.
Aufgrund der Herstellung von Monomeren oder Oligomeren durch die chemischen Verfahren, ändert sich maßgeblich die Position in der Wertschöpfungskette, an welcher diese eingesetzt werden können (Abb. 2). Chemische Recyclingverfahren benötigen folgend eine (petro-) chemische Verwertungsanlage und können nicht in bestehenden Mechanischen Recyclinganlagen eingesetzt werden.

Der Schwerpunkt der Interzero wird in der Zukunft auf der Pyrolyse und der Solvolyse liegen welche im folgenden Kapitel im Kontext einer Leichtverpackungs-(LVP) Sortieranlage näher betrachtet werden.

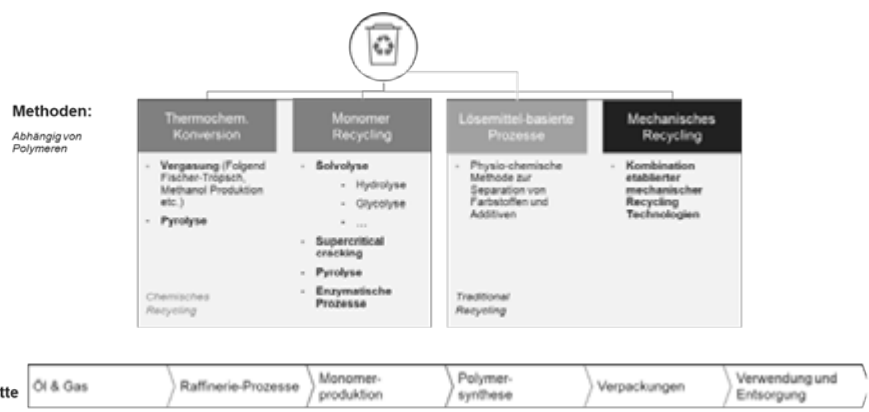


Abb. 1: Chemische Recyclingverfahren in der Übersicht

Neben dem Chemischen Recycling gibt es noch das Mechanische Recycling und eine Übergangstechnolgie: die Anwendung von Lösungsmitteln. Weil im Falle der Waschung mit Lösungsmitteln der Kunststoff nicht in seiner Struktur zersetzt wird, sieht Interzero diese Verfahren als Ergänzung zum Mechanischen Recycling an.

Abb. 2: Der Unterschied in der Rückführung von Materialien zwischen Mechanischem und Chemischem Recycling

3.2 Anwendung von Chemischen Recycling im Rahmen von Leichtverpackungs-(LVP)Sortieranlagen

Das Chemische Recycling bietet die Möglichkeiten die Gesamt-Recyclingquote zu erhöhen und die Menge an Kunststoffen in der Verbrennung zu reduzieren. (Goetze 2022) Momentan sind in Deutschland gesetzlich 50% Verwertungs-/Gesamtrecyclingquote vorgeschrieben, eine Erhöhung ist erwartet. (Umweltbundesamt 2022) Die Recyclingquote wird von den Leichtverpackungs-(LVP) Sortieranlagen erfüllt und 50 wt.% (nach Gewicht) können somit dem Recycling zugeführt werden (Abb. 3). Hierrunter fallen jedoch nicht nur Kunststoffe, sondern auch Papier und insbesondere Metalle aufgrund ihrer Dichte. (Umweltbundesamt 2022) Kunststoffe, welche nicht als Reinstoff abgetrennt werden können, werden vornehmlich in der Qualität 350 als Mischkunststoffe kombiniert. Das 350 ist aus Sicht der Interzero ein guter Startpunkt für das chemische Recycling, da das Material zum Großteil als Hochkalorik in der Zementindustrie eingesetzt wird. Es besteht die Möglichkeit aus 350 jedoch noch weitere Kunststoffe zu sortieren, welche sich folgend in pyrolytischen oder solvolytischen Verfahren als Grundstoff einsetzen lassen. Aufgrund dieses Ansatzes hat die Interzero im Jahr 2022 eine Partnerschaft mit der OMV Downstream GmbH in Österreich gegründet, um gemeinsam mit einem Partner aus der Petrochemie an der Entwicklung einer gemeinsamen Wertschöpfungskette zu arbeiten.

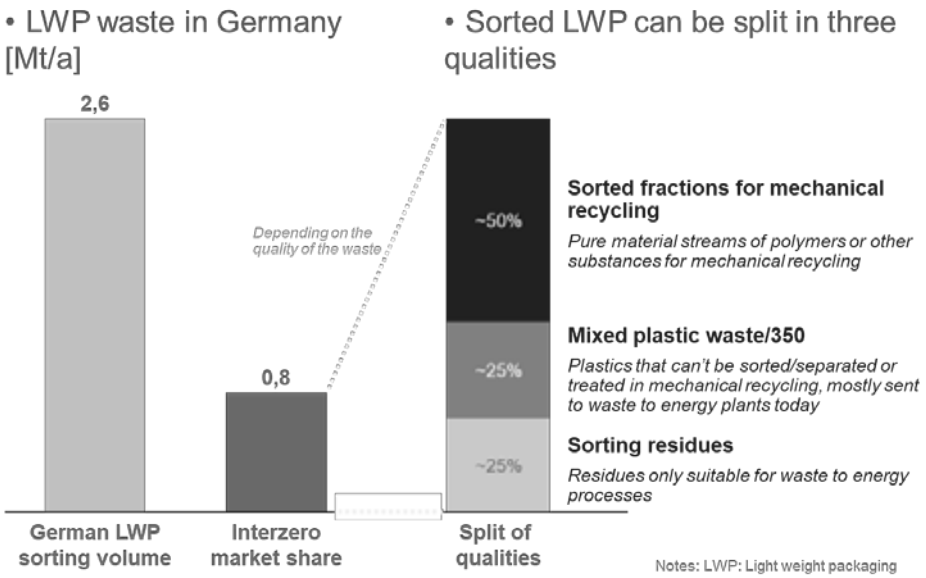


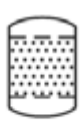
Abb. 3: Massenanteile der Sortierqualitäten am Beispiel der Interzero in Deutschland

3.3 Grenzen des Chemischen Recyclings

Das Chemische Recycling wurde vielfach falsch als Universallösung für alle Abfälle präsentiert und hat daher den Nachweis zu erbringen, dass eine Life Cycle Analyse (LCA) des Gesamtverfahrens von der Abfallverwertung bis hin zum chemischen Verfahren einen positiveren CO_2-Fußabdruck hinterlässt als eine einfache Verbrennung der Materialien. (CEFIC 2020)
Auch Chemisches Recycling braucht eine entsprechende Inputqualität, unabhängig von den Verfahren Pyrolyse, Solvolyse oder alternativer Verfahren.
Um solche Verfahren zu ermöglichen, braucht es Anstrengungen im Waste Management Bereich und neue Partnerschaften welche Interzero in den kommenden Jahren intensivieren wird.

4 VERGASUNG VON ABFÄLLEN

Die Technik ist eigentlich recht alt und wurde für die Vergasung von Kohle bzw. Holz entwickelt. Immer wieder gab es Versuche diese Technik auch für Abfälle zu verwenden. Bis dato mit wenig Erfolg. Die bekanntesten Anlagen waren die bis 2007 in Betrieb befindliche „Schwarze Pumpe“ in Ostdeutschland sowie das „Thermoselect-Verfahren“ mit einer Anlage in Karlsruhe (Dietz Wolfram 2022).
Bei der Vergasung von Abfällen wird ein kohlenstoffhaltiges Material bei Temperaturen zwischen 500 und 1.600°C in ein Produktgas (Synthesegas) übergeführt. Aus diesem Produktgas kann, wenn gewünscht reiner Wasserstoff gewonnen werden. Bei den Reaktoren wird in Flugstrom, Wirbelschicht und Festbett unterschieden.



	Flugstrom	Wirbelschicht	Festbett
Reaktortemperaturen	1200-1600°C	800-1000°C	750-900°C
Partikelgröße	<0,2mm	<5mm	3-50mm
Asche/Schlacke	Schlacke	Asche	Asche/Schlacke

Abb. 4: Vergleich der unterschiedlichen Vergasungstechnologien (Ullmann 1984)

Durch die aktuell stark steigende Relevanz von Wasserstoff und dementsprechend auch dem steigenden Preis dafür, kommt dieser Technologie vermehrt Bedeutung zu. Die entscheidenden Fragen sind, welche Abfälle sind dafür in welcher Qualität notwendig und wer sind die potentiellen Abnehmer der gasförmigen Produkte wie z.B. des Wasserstoffes.

4.1 Relevante Verwerter

Im Bereich der Industrie sind neben den Zementwerken vor allem die Stahl- und die chemische Industrie die größten Emittenten von CO_2. Beide müssen aktuell hauptsächlich fossile Brennstoffe für ihren Produktionsprozess verwenden. Synthesegas und Wasserstoff sind die Grundlagen vieler Prozesse und Synthesen in der chemischen Industrie, während Stahlwerke den Wasserstoff als Reduktionsmittel in den Hochöfen einsetzen können. Als Wasserstoffausbeute kann bei der Vergasung von Abfällen von rund 100 kg/t_{Abfall} ausgegangen werden. Eine Studie des bifa Umweltinstitutes kommt zum Ergebnis, dass in Bayern rund 5% des für das Jahr 2030 prognostizierten Wasserstoffbedarfs durch die Vergasung von Abfällen erzeugt werden könnte. (Dietz Wolfram 2022). Die größten Chemiestandorte in Europa befinden sich im Bereich Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden. Dementsprechend befinden sind aktuelle Vergasungsprojekte auch hauptsächlich in diesen Ländern.

4.2 Anforderungen an den Abfall für die Vergasung

Chemisch sind die Anforderungen ähnlich wie für andere Ersatzbrennstoffe. Die Abfälle müssen über einen entsprechenden Kohlenstoffgehalt verfügen und sollten möglichst wenig Chlor, Schwefel und andere Störstoffe (Schwermetalle) haben. Somit kommen neben Altholz auch z.B. Sortierreste aus der Kunststoffsortierung oder Teilströme aus dem Bereich Gewerbeabfall in Frage. Entscheidend für die Vergasung ist die Korngröße bzw. die Form. Bei den herkömmlichen Kohlevergasern wird das Inputmaterial in Staubform eingebracht. Das ist bei Abfällen nur unter größtem Aufwand möglich. Die genauen Anforderungen an das Inputmaterial sind auch abhängig vom jeweiligen Reaktor. Neben den üblichen Vorbehandlungsschritten findet man bei den aktuellen Projekten zumeist auch Trocknung, Pelletierung bzw. Agglomerierung.

4.3 Aktuelle Projekte in Europa

In Asien sind bereits einige Vergasungsanlagen in Betrieb. Etliche Projekte gibt es auch in Nordamerika. In Europa ist das Projekt der Enerkem gemeinsam mit Shell sehr weit fortgeschritten. Die Abfall-Kapazität der geplanten Anlage in Rotterdam beträgt rund 360.000 t/a. Hergestellt werden soll „Bio-Methanol“ (Enerkem 2022). Im Hafen von Amsterdam möchte die Firma Gidara Energy im Jahr 2023 eine Anlage in Betrieb nehmen um rund 87.500 t/a Methanol herzustellen. Partner ist unter anderem BP und die Firma Linde (Gidara 2022). Des weiteren gibt es ebenfalls in den Niederlanden angesiedelt, das Projekt „Furec“ am Industriepark Chemelot. Bei Realisierung dieses Projektes sollen durch die Vergasung von Abfällen am Standort rund 214 Mio. m³ Erdgas pro Jahr eingespart werden (RWE 2022).

Kleinere Projekte vor allem in Deutschland gibt es im Bereich biogener Abfälle und Klärschlämme (Dietz Wolfram 2022). Wenn die aktuellen Projekte ihre technische und wirtschaftliche Fähigkeit unter Beweis gestellt haben, ist mit einer starken Zunahme an entsprechenden Projekten zu rechnen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Chemisches Recycling und Methoden der Vergasung werden in Zukunft die Verwertung von Resten aus Leichtverpackungs-(LVP)Sortieranlagen prägen. Der Anteil der in die Verbrennung verbrachten Materialien wird sich durch Anwendung von etablierten und neuen Technologien reduzieren und nur Unternehmen, welche an diesen Veränderungen partizipieren werden in der Zukunft Bestand haben. Interzero sieht sich in der Rolle für eine „Welt ohne Abfall“ (Dr. Axel Schweitzer, Chairman Interzero, 2022) einzustehen und diese Vision mit seinen Partnern zu realisieren.

LITERATUR

CEFIC. (2020). *Introducing chemical recycling: Plastic waste becoming a resource.* Brussels: CEFIC.

Dietz Wolfram, R. B. (2022) *Potentiale von Wasserstoffgewinnung durch Vergasung von Gewerbeabfällen.* Augsburg: bifa Umweltinstitut.

Enerkem (2022, 07 07) Retrieved from https://enerkem.com/news-release/w2c-rotterdam-project-welcomes-shell-as-partner/

Gidara (2022, 07 07) Retrieved from https://www.gidara-energy.com/advanced-methanol-amsterdam

Goetze, D. R. (2022) *Chemical Recycling and the feedstock challenge*. *AMI CR Conference Handbook 2022* (p. 1). Cologne: AMI.

Ina Vollmer, M. J. (2020) *Beyond Mechanical Recycling: Giving New Life to*. *Angwandte Chemie*

RWE (2022) Retrieved from https://www.rwe.com/forschung-und-entwicklung/wasserstoff-projekte/furec

Statista. (2022) Retrieved from https://de.statista.com/statistik/daten/studie/290006/umfrage/prognosen-zum-wachstum-des-bruttoinlandsprodukts-bip-in-oesterreich/

Ulmann (1984) *Enzyklopädie der Technischen Chemie.*

Umweltbundesamt (2022) *Umweltbundesamt Deutschland*. Retrieved from Umweltbundesamt Deutschland: https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/verpackungsabfaelle#verpackungen-uberall

ZDF (2022) Retrieved from https://www.zdf.de/nachrichten/wirtschaft/iwf-senkt-wachstumsprognose-ukraine-krieg-100.html

Recycling von Kunststoffbauprodukten

P. Weißhaupt[1], P. Bendix[2], H. Berg[2], J. Sebestyén[2], M. Ritthoff[2], L. Perschel[2], D. Eckert[3], R. Kocina[3] & H. Achenbach[3]

[1)] Umweltbundesamt, Fachstelle für den Rückbau und das Recycling von Windenergieanlagen, Dessau-Roßlau, Deutschland

[2)] Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH, Digitalisierung und Kreislaufwirtschaft, Wuppertal, Deutschland

[3)] SKZ–KFE gGmbH, Würzburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Fast 20 % der in Europa produzierten Kunststoffe werden im Bereich des Bauens eingesetzt und die Mengen wachsen seit einigen Jahren stetig. Kunststoffe haben vorteilhafte Eigenschaften, denn sie sind leicht und elastisch, was den Einbau und Reparaturen erleichtert, kostengünstig, beständig und haben gute Dichtungs- und Dämmeigenschaften. Kunststoffabfälle in der Baubranche sind derzeit noch unbedeutend und machen ca. 5 % des gesamten europäischen Kunststoffabfalls aus. Für ein hochwertiges Recycling sind perspektivisch selektive Rückbaubarkeit und Erfassung wichtige Voraussetzungen und könnten durch freiwillige Rücknahmesysteme umgesetzt werden, denn die Vielfalt an Kunststoffen im Bereich des Bauens ist groß und Kunststoffabfallgemische sind oftmals zu komplex für eine Sortierung. Rezyklateinsatz ist nur dann möglich, wenn bautechnische Eigenschaften und Anforderungen gewährleistet sind und marktfähige Produkte im Sinne der Verordnung (EU) 305/2011 bereitgestellt werden. In diesem Zusammenhang wäre es förderlich, wenn gemäß Anhang 1, Nr. 7 der Verordnung Recyclingfähigkeit, Dauerhaftigkeit und Rezyklateinsatz in Normen festgeschrieben würden.

1 EINLEITUNG

Die Europäische Kommission hat mit der Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft (2018) ein besseres Kunststoffrecycling in sämtlichen Branchen als strategisches Ziel festgelegt. Bereits die Strategie verdeutlicht durch entsprechende Statistik, dass ein branchenspezifisches Vorgehen bei der Etablierung neuer Stoffkreisläufe zweckmäßig ist. Schließlich ist Recyclingfähigkeit nicht nur material- sondern auch produkt- und verfahrensabhängig (Pomberger 2021). Hinzu kommen organisatorische Fragen des Rückbaus und der Rückführung für das Recycling. Während Verpackungen sowie Elektrogeräte und Fahrzeuge bereits auf der Grundlage europäischer Richtlinien für das Recycling gesammelt werden, ist das produktspezifische Recycling im Bereich des Bauens nicht verbreitet. Das ist nachvollziehbar, da zumeist die absoluten und prozentualen Abfallmassen die Grundlage für die abfalltechnische Konzeptentwicklung darstellen. Aus diesem Blickwinkel betrachtet, ist das Kunststoffrecycling in diesem Bereich bislang nur wenig relevant. Aus Sicht der kunststoffverarbeitenden Industrie gewinnen Kunststoffe im Bereich des Bauens allerdings seit Jahren an Bedeutung. Deren Beständigkeit wurde durch neue Rezepturen verbessert, so dass EU-weit bereits im Jahr 2018 mehr als 19% (m/m) der hergestellten Kunststoffe im Bereich des Bauens eingesetzt wurden (Abbildung 1).

Abb. 1: Kunststoffeinsatz in der Europäischen Union im Jahr 2018 nach COM 2018 28 (Europäische Kommission 2018)

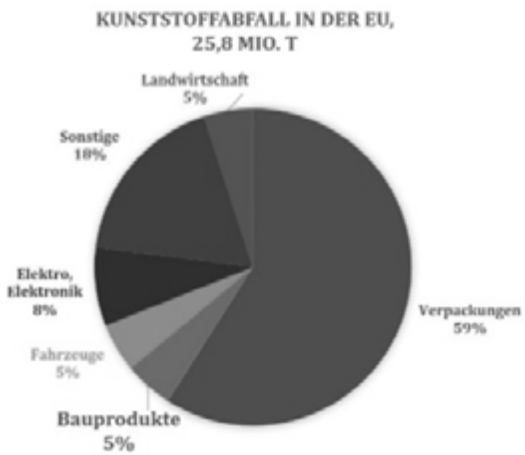


Abb. 2: Kunststoffabfälle in der Europäischen Union im Jahr 2018 nach COM 2018 28 (Europäische Kommission 2018)

Aufgrund der langen Lebensdauern und der Innovationen der letzten Dekaden, spiegelt sich der hohe Kunststoffeinsatz derzeit noch nicht in den Abfallbilanzen (Abbildung 2), allerdings ist es in der fernen Zukunft von 20 bis 40 Jahren zu erwarten. Bei Kunststoffen im Bereich des Bauens besteht eine große Material- und Produktvielfalt, was die Sortieraufgabe erschwert. Selektive Rückbaubarkeit und Rückführlogistik vergleichsweise geringer Abfallmengen sind weitere Herausforderungen für das Recycling.

2 KONZEPTE FÜR DAS KUNSTSTOFFRECYCLING IM BEREICH DES BAUENS

Die wachsende Menge an Kunststoffen, die Potenziale für die Ressourcenschonung durch Leichtbau sowie die guten Eigenschaften für die Dämmung, Dichtung und Drainage lassen erahnen, dass die Einsatzgebiete in Zukunft noch eher wachsen werden. Daher wurden vorsorglich grundlegende Konzepte für das Recycling im Auftrag des Umweltbundesamtes entwickelt (Bendix et al. 2021). Im Mittelpunkt stand die Abfallverwertung in Deutschland.

2.1 Produkt-, Material- und Abfallstatistik

Die Grundlage für die Konzeptentwicklung war die statistische Erfassung von Bauprodukten, Kunststoffsorten und Abfällen sowie mit Blick auf den Rezyklateinsatz bautechnischen Regeln und Anforderungen. Die Grundlage für die Betrachtungen waren die Listen der harmonisierten Spezifikationen nach der Verordnung (EU) 305/2011 (Europäische Union 2011). Diese Normen und technischen Bewertungsdokumente legen Anforderungen an die Marktfähigkeit von Bauprodukten fest und sind damit im europäischen Binnenmarkt verbindlich, auch im Fall eines Rezyklateinsatzes. Für jede Produktgruppe wurde geprüft, ob und zu welchen Marktanteilen welche Arten von Kunststoffen eingesetzt werden. Auf dieser Grundlage folgte eine Marktstudie, welche stark aggregiert zu dem Ergebnis führte, dass der Markt von 2,6 Millionen Tonnen Kunststoffen größtenteils aus Profilen, Rohren und Dämmstoffen besteht (Abbildung 2). Materialseitig ist die Vielfalt hoch, mit einem großen Anteil an PVC, verbreiteten Anteilen von Polystyrolen und Polyurethanen im Bereich der Dämmung, teilweise Polyolefinen in Rohren und sehr vielen unterschiedlichen Kunststoffen in anderen Produkten (Abbildung 3). Die Zusammensetzung verdeutlicht, dass die Sortierung von gemischten Kunststoffabfällen (AVV 170203, vgl. Europäische Kommission (2014)) deutlich aufwendiger sein wird als die Sortierung von Kunststoffen aus Verpackungsabfällen bei gleichzeitig deutlich geringeren Mengen, einem höheren Grad an Materialalterung und stärkerer und heterogenerer Verschmutzung. Die Zusammensetzung der Abbildung 4 entspricht allerdings heute noch nicht der Zusammensetzung des Kunststoffabfalls der Baubranche, da aufgrund der Dauerhaftigkeit derzeit neben Baustellenabfällen vorrangig die selteneren und weniger komplexen Kunststoffe der Vergangenheit zurückgebaut werden.

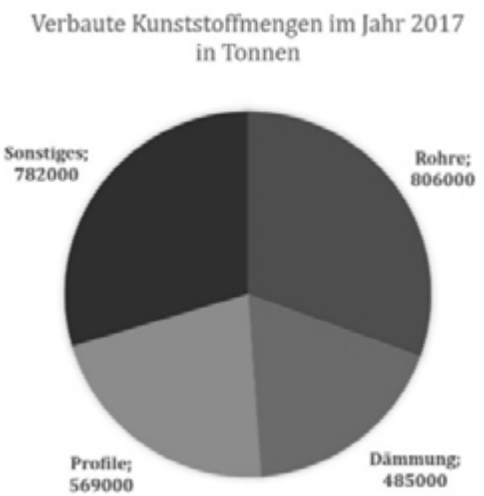


Abb. 3: Verbaute Kunststoffmengen nach Produktkategorien im Jahr 2017 in Deutschland (nach Bendix et al. 2021)

Abb. 4: Verbaute Kunststoffsorten im Jahr 2017 in Deutschland (nach Bendix et al. 2021)

Die Entwicklung der Kunststoffabfälle im Bereich des Bauens wurde auf der Grundlage der jährlichen Abfallstatistik zwischen dem Jahr 2005 und 2017 in Deutschland untersucht. Betrachtet wurden Kunststoffabfälle nach AVV 170203, ein geschätzter Kunststoffanteil von 15 % (m/m) in gemischten Bau- und Abbruchabfällen nach AVV 170904 und in Dämmstoffen nach AVV 170603 und 170604 von ca. 12 % (m/m). Die Menge an separat erfasstem Kunststoffabfall lag im Jahr 2017 in Deutschland bei nur ca. 0,1 Millionen Tonnen. Hinzu kamen geschätzte 0,55 Millionen Tonnen, welche über gemischte Bauabfälle entsorgt wurden sowie etwa 25.000 Tonnen Abfälle kunststoffbasierten Dämmmaterials und Kabelummantelungen. Das sind insgesamt weniger als 0,7 Millionen Tonnen branchenspezifische Kunststoffabfälle in Deutschland (Destatis 2019). Hinzu kommen branchenspezifische Verpackungen, welche nach den mit 15 beginnenden Abfallschlüsselnummern zu recyceln sind. Kunststoffverpackungsabfälle der Baubranche liegen bei 240.000 Tonnen mit einer leicht rezyklierbaren Materialzusammensetzung mit hohem Polyolefin- und Monomaterialanteil. Diese Zahlen legen nahe, dass das Verpackungsrecycling derzeit noch effektiver und mit geringerem recyclingtechnischem Aufwand zum Kunststoffrecycling beiträgt als das Produktrecycling.

2.2 Freiwillige Rücknahmesysteme

Aufgrund der Heterogenität der Kunststoffsorten, der Art und Menge von Verarbeitungsabfällen, der unterschiedlichen Lebensdauern, der je nach Produkt stark unterschiedlichen selektiven Rückbaubarkeit sowie Art und Grad der Alterung und Verschmutzung sind freiwillige Rücknahmesysteme nach entsprechenden Regeln der Recyclingunternehmen für ein hochwertiges Recycling zweckmäßig. Diese durchaus wirtschaftlich tragfähigen Konzepte können aber kaum in flächendeckend anzuwendenden Gesetzen festgeschrieben werden, weshalb eine Regulierung durch Produktverantwortung als nicht verhältnismäßig beurteilt wird (Potrykus et al. 2021). Doch wäre es vorteilhaft, wenn im Rahmen der Produktdokumentation aus technischem Datenblatt und Leistungserklärung nach Verordnung (EU) 305/2011 das Vorhandensein von entsprechenden Rücknahmesystemen ausgewiesen würde, da die Abfallgesetzgebung formal Kunststoffabfälle nicht in das höherwertige Recycling lenkt. Zugleich könnte die Produktinformation auch Angaben über den Rezyklatanteil beinhalten. Dies würde es beschaffenden Stellen erleichtern, Bevorzugungen gemäß § 45 Kreislaufwirtschaftsgesetz zu prüfen und umzusetzen und gleichzeitig Gewissheit über die Marktfähigkeit des Bauprodukts zu haben. Freiwillige Rücknahmesysteme werden als rechtlich zulässig eingestuft, verringern kommunal zu entsorgende Abfälle und schonen durch Bereitstellung von Sekundärrohstoffen die Ressourcen. Weiterhin könnten Dauerhaftigkeitsklassen zu einer ökologisch sinnvollen Selektion langlebiger Produkte führen.

Es gibt in Deutschland bereits einige freiwillige Rücknahmesysteme in der PVC-, Rohr- und Teppichbranche, welche durchaus noch quantitatives und qualitatives Potenzial haben. Eine standardisierte Auszeichnung, wie es die Verordnung (EU) 305/2011 in Anhang I Nummer 7 beschreibt, besteht hingegen noch nicht. Die vorhandenen Produktnormen stehen dieser Forderung des europäischen Gesetzgebers nach. Selektive Rückführbarkeit und Bündelung gemeinsam verwertbarer Abfälle entziehen sich klarer Definitionen, so ist zum Beispiel PVC-U aus Fensterrahmen gut rezyklierbar, da Fenster selektiv rückbaubar und aufbereitbar sind und auch nur wenige Schadstoffe enthalten. Für PVC-P gelten diese Eigenschaften nicht. Die gemeinsame Erfassung mit Holz- oder Aluminiumfenstern ist nicht zielführend für das Kunststoffrecycling, während andere Kunststoffprofile durchaus demselben Recycling zugeführt werden könnten. Dieser Kreislauf ist darstellbar, wohingegen eine Produktverantwortung für Fenster im Allgemeinen zu deutlich komplexeren Materialgemischen und Trenn- und Sortieraufgaben führen würde.

2.3 Recycling

Recycling ist dann wirtschaftlich, wenn Aufbereitungsaufwand und Materialwert in einem geeigneten Verhältnis stehen. Dies kann durch selektive Rücknahmesysteme begünstigt werden. Durch geeignete Spezifikationen für die Produktrücknahme kann der Aufbereitungsaufwand minimiert und erneuter Einsatz ermöglicht werden. Als grundsätzliches Fazit kann geschlossen werden, dass freiwillige Rücknahmesysteme eine gute Grundlage für das branchenspezifische Recycling bieten, da sie beliebig selektiv sind. Das bietet allerdings keine Entsorgungssicherheit, so dass Abfälle zur Entsorgung lediglich reduziert werden. Die Wertstofferfassung ist damit umso gezielter. Schadstoffentfrachtung wird auch in Zukunft im Bereich des Bauens notwendig sein, da die Additivierung gegen photochemische, biologische, physikalische und thermische Einflüsse oftmals vorhanden ist. Welche Schadstoffe relevant sind, geht aus der Chemikalien- und Abfallgesetzgebung zum Zeitpunkt der Entledigung hervor. Zusätzlich wird Erfahrung und instrumentelle Prüfung erforderlich sein, um sämtliche Schadstoffe qualitativ und quantitativ zu erfassen. Mögliche Schadstoffe sind bromierte Flammschutzmittel, Faserverstärkungen oder auch cadmium- und bleihaltige Additive.

2.4 Rezyklateinsatz

Für den Rezyklateinsatz gilt, dass auch die unter Verwendung von Sekundärrohstoffen hergestellten Bauprodukte marktfähig auf dem europäischen Binnenmarkt sein müssen und zudem den nationalen und anwendungsspezifischen Anforderungen genügen müssen. Gemäß Anhang I der Verordnung 305/2011 sind die wesentlichen Produkteigenschaften Standsicherheit, Brandsicherheit, Umweltschutz, Nutzungssicherheit, Schall- und Wärmeschutz sowie Nachhaltigkeit, wobei Nachhaltigkeit als Recyclingfähigkeit, Dauerhaftigkeit und Rezyklateinsatz definiert wird. Diese Eigenschaften werden in der Regel in Stufen und Klassen ausgewiesen, anhand derer die Konformität mit nationalen oder bauvorhabenbezogen Anforderungen geprüft werden kann. Im Fall der Nachhaltigkeitsparameter bleibt die normative und produktspezifische Konkretisierung jedoch oftmals aus.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Forschungsergebnis des UBA-Texts 151/2021 (Bendix et al. 2021) besteht vorrangig in einer Konzeptentwicklung für hochwertige Stoffkreisläufe. Quantitative und qualitative Grundlagen für das Recycling werden ebenso beschrieben wie rechtliche und auch organisatorische Voraussetzungen vor dem Hintergrund vergleichsweise komplexer Bedingungen. Eine Voraussetzung für das hochwertige Recycling liegt in der neuen und differenzierten Einordnung von freiwilligen Rücknahmesystemen für das Recycling. Auch werden Recycling und Rezyklateinsatz entkoppelt, da sie auf Produktebenen zwei unabhängige Eigenschaften darstellen. Hinzu kommt die dritte Eigenschaft der Beständigkeit. In allen Fällen sollten Grundlagen für die Standardisierung nach Verordnung (EU) 305/2011 erarbeitet werden, was eine neue Standardisierungsaufgabe ist, da die Verordnung die Eigenschaften zwar beinhaltet, sie aber noch nicht in Produktnormen umgesetzt wurden. Weiterhin gilt, dass neben Produktstandards, welche den Rezyklateinsatz berücksichtigen, Rezyklatstandards zweckmäßig sind, mit welchen der recyclingtechnische Aufbereitungserfolg gemessen werden kann. Freiwillige Rücknahmesysteme sind für die hochwertige

Verwertung zweckmäßig und reduzieren Abfälle. Sie schaffen allerdings keine Entsorgungssicherheit, so dass ihre gesetzliche Verankerung unverhältnismäßig ist.

LITERATUR

Bendix, P., Berg, H., Sebestyén, J., Ritthoff, M., Perschel, L., Eckert, D., Kocina, R., Achenbach, A. (2021) *Förderung einer hochwertigen Verwertung von Kunststoffen aus Abbruchabfällen sowie der Stärkung des Rezyklateinsatzes in Bauprodukten im Sinne der europäischen Kunststoffstrategie*, UBA-Text 151/2021, ISSN 1862-4804.

Europäische Kommission (2018) *Eine europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft*, COM 2018 28.

Europäische Kommission (2014) 2014/955/EU: *Beschluss der Kommission vom 18. Dezember 2014 zur Änderung der Entscheidung 2000/532/EG über ein Abfallverzeichnis gemäß der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates*. Text von Bedeutung für den EWR.

Europäische Union (2011) *Verordnung (EU) Nr. 305/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. März 2011 zur Festlegung harmonisierter Bedingungen für die Vermarktung von Bauprodukten und zur Aufhebung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates*. Text von Bedeutung für den EWR.

Pomberger, R. (2021) *Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit*, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 73, 24–35. https://doi.org/10.1007/s00506-020-00721-5

Potrykus, A., Zotz, F., Aigner, J.F., Weißenbacher, J., Burgstaller, M., Abraham, V., Merzoug, L., Thome, V., Dittrich, S., Leiss, N. (2021) *Prüfung möglicher Ansätze zur Stärkung des Recyclings, zur Schaffung von Anreizen zur Verwendung recycelbarer Materialien und zur verursachergerechten Zuordnung von Entsorgungskosten im Bereich der Bauprodukte*, UBA-Text 05/2021, ISSN 1862-4804.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019) *Fachserie 19, Reihe 1, Umwelt, Abfallentsorgung*, Artikelnummer: 2190100177004.

Herausforderungen, Anforderungen und Chancen des Kunststoffverpackungsrecyclings im Kontext zur Erfüllung der festgelegten Verpackungsabfallquoten

A. Witschnigg[1], J. Roitner[1], S. Terkl[1] & F. Rittmannsberger[1]
[1)] PreZero Polymers Austria GmbH, R&D, Haimburg, Österreich

KURZFASSUNG: 2020 wurde von der Europäischen Kommission der neue Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft verabschiedet. Dieser ist einer der wichtigsten Bausteine des europäischen Green Deals und eine Voraussetzung, um das gesetzte Klimaneutralitätsziel zu erreichen. Ein wesentlicher Bestandteil ist hierbei auch Ressourcenschonung und im Speziellen Recycling. Für das Erreichen der vorgegebenen Plastikverpackungsrecyclingquoten ist eine Zusammenarbeit entlang der Wertschöpfungskette unumgänglich. Der Artikel befasst sich mit dem aktuellen Stand der Technik, den herrschenden Herausforderungen und zeigt Lösungsansätze auf, um die Quoten auch tatsächlich zu erfüllen.

1 POLITISCHE VORGABEN AN DAS RECYCLING

Der im März 2020 von der Europäischen Kommission verabschiedete neue Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft ist einer der wichtigsten Bausteine des europäischen „Green Deals“ und eine Voraussetzung, um das Klimaneutralitätsziel der EU bis 2050 zu erreichen. Der neue Aktionsplan kündigt Initiativen entlang des gesamten Lebenszyklus von Produkten an. Es zielt darauf ab, wie Produkte gestaltet werden, fördert nachhaltigen Konsum und darüber hinaus die Kreislaufwirtschaft, um sicherzustellen, dass Abfall vermieden wird und die verwendeten Ressourcen so lange wie möglich in der Wirtschaft verbleiben. Daher spielt Recycling eine Schlüsselrolle, um Materialkreisläufe möglichst vollständig zu schließen.

Von wesentlicher Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Richtlinie 2018/851. Sie fordert die Mitgliedstaaten auf, bis 2025 mindestens 55 Gewichtsprozent der Wiederverwendung und des Recyclings fester Siedlungsabfälle (MSW), 60% bis 2030 und 65% bis 2035 zu erreichen (European Commission 2018). Laut Eurostat lag die durchschnittliche Quote der Vorbereitung zur Wiederverwendung und des Recyclings von Siedlungsabfällen in den EU-Mitgliedstaaten im Jahr 2019 bei etwa 50%.
Das Recycling von Plastikverpackungen lag 2019 im EU-Durchschnitt bei 40%. In Österreich wurden lediglich ~ 31% einer wertstofflichen Verwertung zugeführt. (Eurostat 2022) Es zeigt sich damit deutlich, dass hier massive Änderungen an mehreren Stellen notwendig sind, um diese Ziele auch wirklich zu erreichen.

2 RECYCLING VON PLASTIKVERPACKUNGEN

Das klassische mechanische Recycling, welches aktuell mengenmäßig auch den größten Anteil des Plastikverpackungsrecyclings ausmacht, eignet sich für thermoplastische Kunststoffe, da diese durch Aufschmelzen umgeformt werden können. Recycling benötigt möglichst sortenreine Inputfraktionen, um effizient arbeiten zu können. Diese Ballenfraktionen werden über unterschiedliche Sortierstrategien in einer LVP Anlage erstellt und dann dem Recycler zur Verfügung gestellt. Die Ballen werden danach gewaschen, getrocknet, sortiert und in einem Extrusionsprozess mit unterschiedlichen Additiven zur Erreichung der gewünschten mechanischen und physikalischen Eigenschaften der Endapplikation, beaufschlagt. Zusätzlich können anschließend noch weitere Schritte erfolgen, um die Granulatqualität zusätzlich zu steigern.

Um den Einsatz von Rezyklaten nun zunehmend zu erhöhen, müssen die hier dargestellten Herausforderungen gelöst werden:

- Harmonisierte europaweite „Design for Recycling Guidelines“
- Klare regulatorische Richtlinien für Lebensmittel und Kosmetik
- Höhere Sortierkapazitäten
- Designrevolution von Verpackungen

Harmonisierte „Design for Recycling Guidelines“ sind zwingend notwendig, da viele Recycler vor allem aus wirtschaftlichen Gründen, Abfälle aus unterschiedlichen europäischen Ländern verwenden. Solche Guidelines müssen faktenbasiert sein, um vor allem auch Verpackungsingenieuren den notwendigen Rahmen zu geben, in dem sie ihre Verpackung gestalten können.
Da Lebensmittel- und Kosmetikverpackungen einen beträchtlichen Anteil darstellen, braucht es auch hier klare Vorgaben, um die jetzigen Hindernisse zu reduzieren. Mit der neuen Richtlinie für Lebensmittel, welche im Herbst 2022 finalisiert wird und einer Kosmetikrichtlinie, die im Rahmen einer Initiative der Industrie erstellt wird, sollte hier ein signifikanter Schritt nach vorne gemacht werden.
Ein weiterer wichtiger Schritt ist eine Erhöhung der Sortierkapazitäten. Aktuell sind diese in vielen europäischen Ländern erschöpft, womit der Nutzen einer erhöhten aber vor allem flächendeckenden Sammlung stark limitiert wird. Ein Ausbau ist hier daher unumgänglich. Um das Risiko für Betreiber einer solchen Anlage zu minimieren, müssen deutliche Anreize und klare Vorgaben gemacht werden, damit sich Investitionen auch langfristig auszahlen.
Der letzte große Punkt ist eine massive Änderung in Hinblick auf die optische Gestaltung von Verpackungen. Hinkünftig darf das finale Design nicht mehr ausschlaggebend dafür sein, ob eine Verpackung aus Rezyklat hergestellt wird oder nicht. Natürlich wird Konsumentenverhalten mitunter durch die Optik eines Produktes maßgeblich beeinflusst. Hier muss allerdings dringlich ein Umdenken stattfinden. Eine Farbsortierung ist zwar technisch möglich, jedoch ökologisch und ökonomisch nicht immer sinnvoll. Des Weiteren werden verfügbare Mengen dadurch deutlich reduziert. Es gilt somit eine kritische Bewertung, ob zusätzliche Sortierschritte, die sich sowohl kostentechnisch als auch energetisch niederschlagen, unbedingt für die Herstellung von beispielsweise einer reinweißen Waschmittelflasche notwendig sind.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Der von der EU verabschiedete Aktionsplan für Kreislaufwirtschaft hat sehr ambitionierte Ziele. Um die darin geforderten Quoten zu erreichen, sind mehrere Änderungen notwendig. Im Hinblick auf mechanisches Kunststoffrecycling wurden mehrere Punkte aufgezeigt, die sich aus Sicht der Industrie ändern müssen, um mehr und qualitativ hochwertigeres Rezyklat in den Markt zu bringen. Die aufgezeigten Punkte betreffen die gesamte Wertschöpfungskette, wodurch unterstrichen wird, dass eine noch viel engere Kooperation entlang der gesamten Wertschöpfungskette unumgänglich ist.

LITERATUR

European Commission. (2018). DIRECTIVE (EU) 2018/851 OF THE EUROPEAN 2899 PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2008/98/EC 2900 on waste

Eurostat (2022): https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/products-eurostat-news/-/ddn-20211027-2 aufgerufen 05.07.2022

Mechanical and Thermal Characterization of Multiprocessed PHBs

P. Main[1] & T. Lucyshyn[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Department of Polymer Engineering and Science, Leoben, Austria

ABSTRACT: Bioplastics like Polyhydroxybutyrate (PHB) have a promising time to come in the packaging market sector. To achieve circularity, mechanical recycling of these plastics also needs to be addressed. In this work, we investigate the properties at each stage from virgin PHB, to multiprocessed PHB recyclates (E1-E5). We found that the tensile strength of the recyclates remained roughly constant till the 4th reprocessing cycle (E5). Young's Modulus slightly increased as the cycles progressed. The thermal stability of the material was assured by the degradation temperature which did not change even after 4 reprocessing cycles. The melting temperature of PHB was ~177°C and did not vary with each cycle. We demonstrate quantitatively that the utilization of recycled PHB in packaging is a potential area of growth and importance for the Circular Economy.

1 INTRODUCTION

As our society is becoming more conscious and responsible collectively, EU guidelines on the Circular Economy were developed to help companies to practice the same in their industries. Bioplastics as an alternative feedstock are gaining traction as shown by the bioplastics market projection, expecting growth in production capacities from 2.41 million tonnes in 2021 to 7.59 million tonnes by 2026. (European Bioplastics e.V. 2021).

Similar to conventional plastics (PlasticsEurope 2020), packaging applications are the biggest market segment of bioplastics. Polyhydroxybutyrate (PHB), which is both bi-obased and biodegradable in nature, is gaining prominence in this market sector. They belong to the broad family of Polyhydroxyalkanoates (PHAs) and are produced in vivo within micro-organisms (Piorkowska 2019).

One of the main steps along the loop of the Circular Economy is recycling as a practical End of Life (EoL) option for plastics (COM(2020) 98 final 2020). The current work tries to address this gap by investigating the properties of multiprocessed PHBs and assessing their mechanical and thermal properties.

2 MATERIALS AND METHODS

PHB (P263 IM grade) was purchased from BIOMER, Germany, and the density of the material 1.3g/cc. The virgin polymer was dried at 60°C for 2 hrs before processing. and processed up to 5 times (E1-E5) in a Leitstritz twin-screw extruder. At each stage, a part was kept aside which was then used for thermal testing and to prepare multipurpose test specimens by injection moulding on the Arburg for mechanical testing.

Instruments used:

- Tensile testing- Zwick Z010 (Zwick/Roell GmbH & Co., Ulm, Germany).
- Charpy Impact testing- CEAST Resil 25 (CEAST Spa, Italy).
- Thermogravimetric analysis- TGA/DSC 1 STARe system (Mettler Toledo GmbH, Schwerzenbach, Switzerland)
- Differential Scanning Calorimetry- DSC 1 STARe system (Mettler Toledo GmbH, Schwerzenbach, Switzerland)

3 RESULTS AND DISCUSSION

Mechanical testing: The mechanical properties of PHB, primarily tensile strength and impact resistance were studied as they are vital properties while checking for industrial recyclability (Fig. 1). The tensile strength values remained almost constant with a slight drop in the 5th processing cycle (E5) which could be due to the chain scission contributing to the decrease in molecular weight. Young's Modulus slightly increased as the cycles progressed which means that it is progressively becoming stiffer. This could be due to the decrease in molecular weight being balanced by an increase in crystallinity similar to a study done with PLA recycling (Pillin et al. 2008). Strain at break noticeably decreased from virgin PHB to the 5th reprocessing cycle with a 50% drop already at E1 tensile samples. Charpy Notched Impact results corroborated the strain at break results by the progressive brittleness of the samples with a 50% reduction at the end of E5.

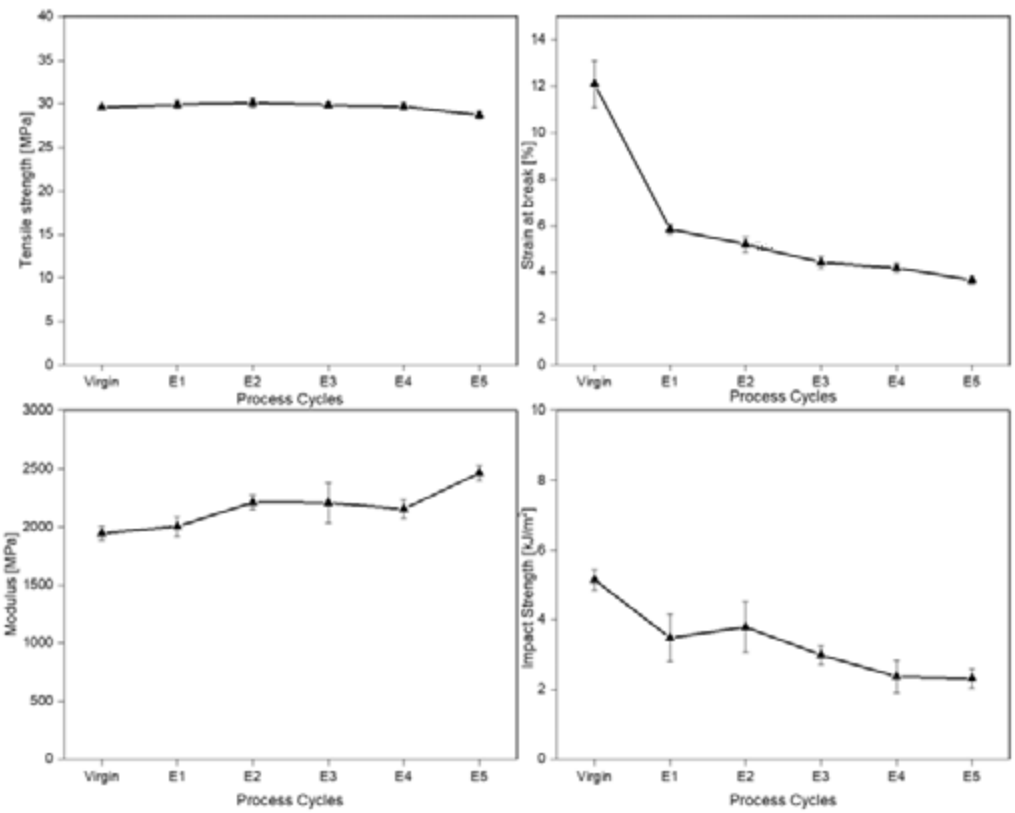


Fig. 1: a) Tensile Strength, b) Strain at Break, c) Tensile Modulus and d) Charpy Impact Strength vs. Process Cycles

Thermal testing: As part of thermal characterization, DSC studies were carried out. They showed that the degree of crystallinity from the 1st heating scan of the materials marginally increased as the cycles progressed from 40% to ~47% (Rivas et al. 2017). The melting temperature did not vary a lot with each cycle (Zaverl et al. 2012) and was ~177°C. The thermal stability of the material was assured by only marginal changes in the degradation temperature in the 5 processing cycles. Moraczewski observed a simi-lar result and stated that as the degree of crystallinity increases so does the thermal stability (Moraczewski 2016). Tab. 1 and Tab. 2 below show the results.

Tab. 1: Degradation temperature of the virgin and multiprocessed PHB

Sample	Td (°C)
Virgin	284.2
E1	284.6
E2	284.7
E3	286
E4	286.2
E5	286.8

Tab. 2: Change of Tm, Tcc, ∆Hcc and ∆Hm and degree of crystallinity after reprocessing PHB

Process Cycle	1st heating scan				
	Tcc (°C)	ΔHcc (J/g)	Tm (°C)	ΔHm (J/g)	Xc (%)
Virgin	100.3	54.2	176.4	58.6	40.1
E1	98.6	58.9	177.0	66.1	45.3
E2	99.5	62.0	176.7	64.2	44.0
E3	100.0	62.3	175.8	67.6	46.3
E4	100.5	62.4	176.4	68.3	46.8
E5	100.5	62.4	176.0	69.7	47.8

4 CONCLUSIONS

In this study, several thermal and mechanical properties of mechanically recycled PHB, sampled at virgin and 5 processing stages were measured. We found that:

- Tensile strength remained mostly constant and tensile modulus as well. Strain at Break and Charpy Impact Strength showed a decrease as the cycles progressed due to chain scission and increasing degree of crystallinity as observed by DSC analysis.
- Degradation temperature and melting point remained stable for all the cycles. This shows promise for PHB to be mechanically recycled and the addition of chain extenders will be the next steps of this work.

REFERENCES

(2021). Bioplastics-Facts and figures. European Bioplastics e.V.

A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe, European Commission (2020).

Moraczewski, K. (2016). Influence of multiple processing on selected properties of poly(3-hydroxybutyrate-co -4-hydroxybutyrate). Polymers for Advanced Technologies, 27(6), 733–739. https://doi.org/10.1002/pat.3706

Pillin, I., Montrelay, N., Bourmaud, A., & Grohens, Y. (2008). Effect of thermo-mechanical cycles on the physico-chemical properties of poly(lactic acid). Polymer Degradation and Stability, 93(2), 321–328. https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.12.005

Piorkowska, E. (2019). Overview of Biobased Polymers. In M. L. Di Lorenzo & R. Androsch (Eds.), Ad-vances in Polymer Science: Vol. 283. Thermal Properties of Bio-based Polymers (Vol. 283, pp. 1–35). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/12_2019_52

(2020). Plastics - the Facts 2020. PlasticsEurope.

Rivas, L. F., Casarin, S. A., Nepomuceno, N. C., Alencar, M. I., Agnelli, J. A. M., Medeiros, E. S. de, Wanderley Neto, A. d. O., Oliveira, M. P. de, Medeiros, A. M. de, & Santos, A. S. F. e. (2017). Reprocessa-bility of PHB in extrusion: ATR-FTIR, tensile tests and thermal studies. Polímeros, 27(2), 122–128. https://doi.org/10.1590/0104-1428.2406

Zaverl, M., Seydibeyoğlu, M. Ö., Misra, M., & Mohanty, A. (2012). Studies on recyclability of polyhydroxybutyrate-co-valerate bioplastic: Multiple melt processing and performance evaluations. Journal of Applied Polymer Science, 125(S2), E324-E331. https://doi.org/10.1002/app.36840

Stoffliche und energetische Verwertung biogener Rest- und Abfallstoffe als Beitrag zum Klimaschutz in Deutschland

M. Nelles[1,2] & K. Deprie[2]
[1)] Universität Rostock, Lehrstuhl für Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland
[2)] DBFZ – Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig, Deutschland

KURZFASSUNG: Deutschland soll bis 2045 klimaneutral werden. Dafür müssen zwei Voraussetzungen erfüllt werden: Zum einen muss die Energieversorgung vollständig durch Erneuerbare Energien (EE) erfolgen. Im Jahr 2021 lag der EE-Anteil am Primärenergieverbrauch bei lediglich knapp 16 %, so dass es noch eines massiven Ausbaus und einer Optimierung des Zusammenspiels von Wind- und Solarenergie, Bioenergie, Geothermie und Wasserkraft für Strom, Wärme/Kälte und Mobilität bedarf. Zum anderen muss das existierende „lineare" Wirtschaftssystem zu einer wirklichen Kreislaufwirtschaft weiterentwickelt werden. Auch dieser Weg ist noch sehr weit. Eine zentrale Herausforderung besteht dabei darin, die Versorgung der Industrie mit organischen Grundstoffen möglichst weitgehend von petro- auf biobasierte Stoffe auszurichten. Das ambitionierte Ziel der langfristigen Integration von Biomasse in ein nachhaltiges Energie- und Bioökonomiesystem ist nur erreichbar, wenn die Biomasse effizient, umweltverträglich und mit höchstmöglichem volkswirtschaftlichem Nutzen eingesetzt wird. Für eine nachhaltige Bioökonomie ist somit die optimierte stofflich-energetische Verwertung biogener Abfälle und Reststoffe unabdingbar. Dies ist auch ein wesentlicher Arbeitsschwerpunkt des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) in Leipzig (ausführliche Darstellung siehe Nelles et al. 2022).

1 EINLEITUNG

Die neuesten Weltklimaberichte des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2022) machen deutlich, wie dringend ein energisches Handeln der Menschheit ist, um den globalen Herausforderungen einer Klimakrise zu begegnen und die negativen Folgen so gering wie möglich zu halten. Dabei zeichnen sich bereits heute gravierende Auswirkungen des Klimawandels ab. Gemäß der United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) leiden inzwischen 2,3 Milliarden Menschen unter Wasserknappheit, und die Zahl und Dauer von Dürren hat allein seit dem Jahr 2000 um 29 % zugenommen (UNCCD 2022). Kein Land ist immun gegen Dürren (UN Water 2021) – mit allen Konsequenzen, die diese auf Landwirtschaft, Industrie und Gesundheit der Bevölkerung haben. Die Transformation in eine klimaneutrale Gesellschaft ist somit eine essentielle Aufgabe der Menschheit. Vereinfacht dargestellt wird dies nur gemäß folgender Formel funktionieren:

Klimaneutrale Gesellschaft = Erneuerbare Energien + Kreislaufwirtschaft

Deutschland sollte in diesem Prozess eine aktive Vorreiterrolle einnehmen. Doch die aktuelle Zwischenbilanz auf Basis der Zahlen des Umweltbundesamtes (UBA 2022) sieht alles andere als gut aus. Im Jahr 2021 wurden mit 762 Mio. Tonnen CO_2 rund 33 Mio. Tonnen mehr als 2020 emittiert und die Reduktionsrate bezogen auf das Bezugsjahr 1990 liegt wieder unter 39 %. Wenn das gesetzlich festgeschriebene Ziel der Klimaneutralität bis 2045 erreicht werden soll (Bundesregierung 2021), sind schnelle, konkrete und konsequente Maßnahmen erforderlich, die weit über die Formulierungen des Koalitionsvertrages hinausgehen. Zunächst ist unser heutiger Energieverbrauch auf etwa die Hälfte zu reduzieren, wozu neben konsequenten Energieeinsparmaßnahmen insbesondere Steigerungen im Bereich der Energieeffizienz erforderlich sind. Die Energieversorgung Deutschlands muss in den nächsten Jahrzehnten vollständig in allen Sektoren auf Erneuerbare Energien umgestellt werden. Hierfür sind ein massiver Ausbau und ein optimiertes Zusammenspiel von Wind- und Solarenergie, Bioenergie, Geothermie und Wasserkraft bei Strom, Wärme/Kälte und Mobilität erforderlich.

Der Erneuerbare Energie-Anteil am Primärenergieverbrauch liegt derzeit lediglich bei knapp 16 % und hiervon werden rund 60 % durch die energetische Biomasseverwertung bereitgestellt. Künftig wird die Bioenergie insbesondere als flexibler „Lückenfüller“ gebraucht, um die Versorgungssicherheit eines insgesamt erneuerbaren Energiesystems zu garantieren, und die energetische Verwertung biogener Abfälle und Reststoffe wird einen höheren Stellenwert erlangen. Auf der anderen Seite müssen wir unser „lineares“ Wirtschaftssystem zu einer wirklichen Kreislaufwirtschaft weiterentwickeln, und auch davon sind wir noch weit entfernt. Ein zentraler Baustein ist hier, dass die Versorgung der Industrie mit organischen Grundstoffen möglichst weitgehend von petro- auf biobasierte Stoffe ausgerichtet wird.
Dieses ambitionierte Ziel der langfristigen Integration von Biomasse in ein nachhaltiges Energie- und Bioökonomiesystem ist nur erreichbar, wenn die Biomasse effizient, umweltverträglich und mit höchstmöglichem volkswirtschaftlichem Nutzen eingesetzt wird. Hierfür sind neue Technologiekonzepte sowie Koppel- und Kaskadennutzung erforderlich, aber auch „negative“ Emissionen, die über die Speicherung von „grünem“ Kohlenstoff generiert werden. Biomasse ist dabei vorzugsweise aus Reststoffströmen sowie nachhaltigem Anbau bereitzustellen.
Ein zentraler Baustein für eine nachhaltige Bioökonomie ist somit die optimierte stofflich-energetische Verwertung der biogenen Rest- und Abfallstoffe. Dies wird auch zunehmend von den wesentlichen nationalen und internationalen Akteuren der Kreislaufwirtschaft erkannt und als wichtiges Handlungsfeld aufgegriffen. Beispiele hierfür sind das Positionspapier „Biogene Reststoffe“[1] der Deutschen Gesellschaft für Abfallwirtschaft (DGAW) im Frühjahr 2021, die Jahrestagung der German RETech Partnership (RETech) im November 2021 oder die aktuellen Aktivitäten der International Solid Waste Association (ISWA) zur stofflichen und energetischen Verwertung.

2 DAS DBFZ UND DER SMART-BIOENERGY-ANSATZ

Das Deutsche Biomasseforschungszentrum (DBFZ) in Leipzig hat sich seit der Gründung im Jahr 2008 wie geplant zur zentralen Bundesforschungseinrichtung für die energetische und integrierte stoffliche Nutzung von Biomasse entwickelt. Am DBFZ werden praxisnahe Lösungen entlang der Wertschöpfungsketten und -kreisläufe von Biomasse auf Basis des „Smart-Bioenergy-Ansatzes“ erarbeitet (Thrän 2015). Durch die angewandte Forschung und Entwicklung (F&E) von Technologien der energetischen und integrierten stofflichen Nutzung von Biomasse wird ein Beitrag zur Realisierung der klimaneutralen Gesellschaft geleistet. Die folgenden vier Prämissen setzen den Rahmen für die Gestaltung und die Umsetzung unseres Leitbildes (s. Abb. 1, Nelles et al. 2021):

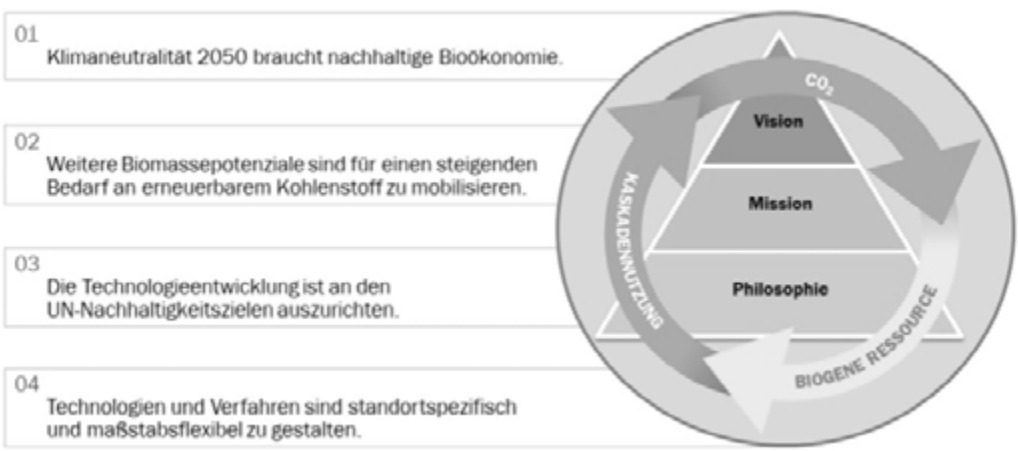


Abb. 1: Prämissen des DBFZ, ©DBFZ 2021

[1] DGAW-Positionspapier, Biogene Reststoffe – ein wesentlicher Stoffstrom für eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft und Bioökonomie

Gemäß Prämisse 1 lässt sich Klimaneutralität nur durch eine konsequente Energieeinsparung, vollständige Umstellung auf erneuerbare Energien sowie durch CO_2-Entnahme[2] erreichen. Die Koppel- und Kaskadennutzung biogener Ressourcen ist zentrales Element einer nachhaltigen und kreislauforientierten Bioökonomie. Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufe sind zu schließen. Bioenergie ist aus nachhaltigen Rohstoffen und Reststoffströmen bereitzustellen. Der Einsatz muss im Zusammenspiel mit den anderen erneuerbaren Energiequellen dort erfolgen, wo der größte Systemnutzen in einer zunehmend digitalisierten Gesellschaft erreicht wird (Smart-Bioenergy-Ansatz).
Auf Basis der vier Prämissen umfasst der Smart-Bioenergy-Ansatz die Weiterentwicklung von modernen Biomassenutzungssystemen hin zu integrierten Systemen, die im optimierten Zusammenspiel mit verschiedenen erneuerbaren Energiequellen einerseits und der stofflich-energetischen Nutzung im Rahmen der Bioökonomie andererseits bestehen. Vorausgesetzt werden veränderte Konsummuster, Energieeinsparung und ein steigender Nachhaltigkeitsanspruch mit sich wandelnden Zielgrößen. Weil in einer klimaneutralen Wirtschaft auch Materialien aus erneuerbar gewonnenen Kohlenstoffverbindungen und insbesondere Biomasse verstärkt benötigt werden, ist eine zunehmende Verknüpfung in Koppel- und Kaskadennutzung von Biomasse, die Weiterverwendung von CO_2 aus biogenen Quellen, aber auch die Beachtung der natürlichen Kohlenstoffsenken notwendig. Damit liefert der Smart-Bioenergy-Ansatz (s. Abb. 2) einen wichtigen Beitrag für eine zukünftige nachhaltige Energieversorgung und ist damit ein Schlüssel zu geschlossenen Kohlenstoffkreisläufen in einer Bioökonomie.

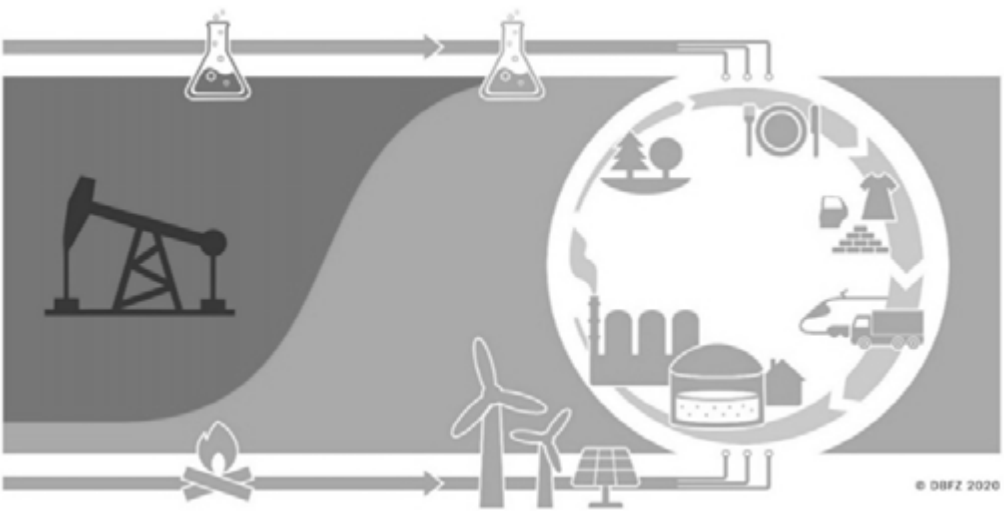


Abb. 2: "Smart Bioenergy" in einer nachhaltigen Bioökonomie, ©DBFZ 2020

3 AKTUELLE ENERGETISCHE NUTZUNG VON BIOMASSE UND VERFÜGBARE BIOGENE REST- UND ABFALLSTOFFE IN DEUTSCHLAND

Bioenergie ist die bedeutendste erneuerbare Energiequelle in Deutschland und stellte im Jahr 2021 9,6 % des gesamten Primärenergieverbrauchs sicher (s. Abb. 3). Die anderen Erneuerbaren kommen zusammen auf nur 6,3 %. (AGEB 2022). Biomasse, inklusive des biogenen Anteils von Abfällen und Reststoffen, stellt somit rund 60 % aller Erneuerbaren Energien bereit.

[2] CO_2-Entnahmen können z.B. durch die Abtrennung, Nutzung oder dauerhafte Speicherung von Kohlenstoffverbindungen aus der energetischen Biomasseverwertung erreicht werden.

Der erneuerbare Anteil am gesamten deutschen Endenergieverbrauch konnte im vergangenen Jahr nur leicht von 19,3 % im Jahr 2020 auf 19,7 % im Jahr 2021 gesteigert werden. Dazu trug vor allem der Anstieg der Nutzung erneuerbarer Wärme bei, während in den Sektoren Strom und Verkehr die Anteile erneuerbarer Energien sogar zurückgingen (AGEB 2022). Mit einem Anteil von 55 % an der Bereitstellung von erneuerbarer Endenergie bleibt Biomasse weiterhin der wichtigste erneuerbare Endenergieträger (s. Abb. 4).

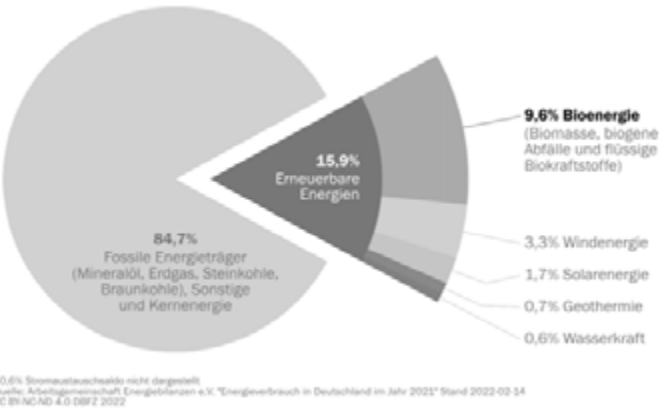


Abb. 3: Darstellung DBFZ. Datenquelle: Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2021, Stand Februar 2022

Die besondere Stärke der energetischen Biomasseverwertung liegt darin, dass wetterunabhängig zuverlässig und planbar Energie bereitgestellt werden kann. Dies wird im zukünftigen Energiesystem eine wichtige Rolle spielen, um stabile Netze, eine sichere Strom- und Wärmeversorgung und planbare Produktionsprozesse zu ermöglichen. Biomasse bietet diversen Sektoren vielfältige Nutzungsmöglichkeiten: als Biogas zur Strom- und Wärmeerzeugung, als Festbrennstoff zum Heizen oder als Biokraftstoff im Verkehr.

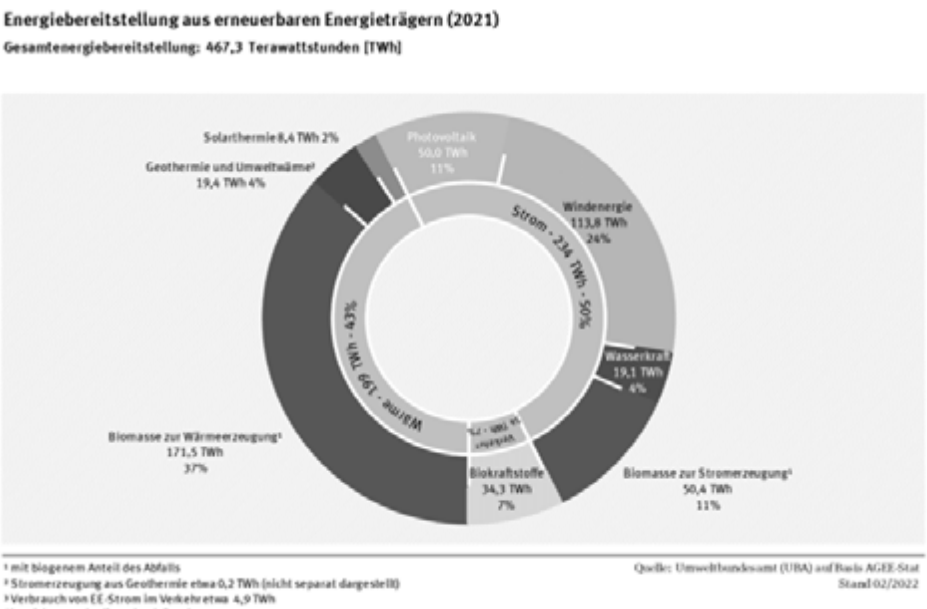


Abb. 4: Energiebereitstellung aus erneuerbaren Energien (2021), Quelle: UBA auf Basis AGEE-Stat, Stand 02/2022

Die künftige Biomassenutzung muss zahlreichen Ansprüchen gerecht werden. Dazu gehören Ernährungssicherung, Versorgungssicherheit im Mix mit anderen Erneuerbaren Energien, aber auch innovative Produkte und Märkte im Rahmen der Bioökonomie sowie Klima- und Umweltschutz und nicht zuletzt die Entwicklung ländlicher Räume. Dies stellt eine große Herausforderung in der Umsetzung dar: Weil gleichzeitig die Potenziale der Biomasse begrenzt sind, ergeben sich Zielkonflikte und Grenzen der Biomassenutzung. Um Biomasse im Rahmen einer nachhaltigen, kreislauforientierten Bioökonomie klug einzusetzen, müssen verschiedene Dimensionen der Nachhaltigkeit betrachtet und möglichst so operationalisiert werden, dass die anstehenden Entscheidungen im Rahmen der Energie- und Rohstoffwende hin zu Netto-null-Versorgungssystemen bis Mitte dieses Jahrhunderts unterstützt werden.
Um das Aufkommen und die Verfügbarkeit biogener Ressourcen als eine entscheidende Grundlage für die Bewertung von Chancen und Risiken der bestehenden und potenziellen Nutzung zu berücksichtigen, entwickelt das DBFZ für verschiedene geographische Regionen Rohstoffmonitoringsysteme, implementiert sie und macht sie in standarisierten Formaten verfügbar. Berücksichtigt werden aktuell bereits über 100 verschiedene biogene Reststoffe aus zahlreichen Sektoren. Alle Ergebnisse inkl. deren Dokumentation stehen für eine individuelle Datenauswertung in einer Online-Datenbank zur Verfügung, die unter http://webapp.dbfz.de kostenfrei erreichbar ist. Enthalten sind Nebenprodukte aus der Land- und Forstwirtschaft, Siedlungsabfälle, Klärschlamm, industrielle Reststoffe sowie Reststoffe von sonstigen Flächen. Auf dieser Grundlage beläuft sich das jährliche anfallende technische Biomassepotenzial in Deutschland auf 85,6 bis 139,6 Mio. t Trockenmasse. Zwischen 67 und 85 % befinden sich bereits in einer stofflichen und/oder energetischen Nutzung. Das DBFZ geht davon aus, dass neben der Optimierung der bestehenden Nutzung noch eine Menge von 12,8 bis 45,5 Mio. t TM für weiterführende Anwendungen mobilisiert werden kann. Eine Stoffstromaggregation der jährlich anfallenden biogenen Abfälle und Reststoffe ist in Abb. 5 dargestellt.

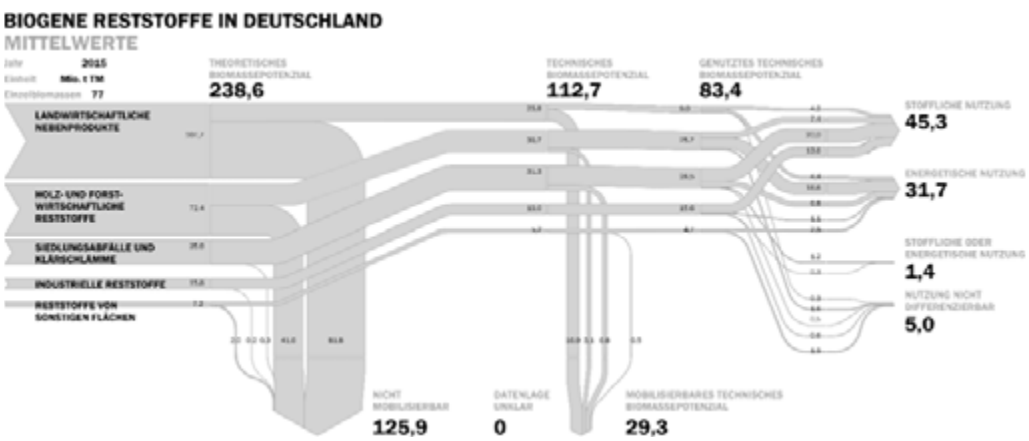


Abb. 5: Aggregierter Stoffstrom von biogenen Reststoffen, Nebenprodukten und Abfällen als Mittelwerte, Quelle: DBFZ-Ressourcendatenbank, http://webapp.dbfz.de

Die begrenzte Biomasse so zu integrieren, dass sie einen größtmöglichen Systemnutzen liefert, ist die Voraussetzung für eine nachhaltige Energie- und Rohstoffwende. Flexible Nutzung von Biomasse zusammen mit anderen erneuerbaren Energien liefert in unterschiedlichen Energiebereichen die Chance für eine hochwertige Nutzung. Eine zunehmende Bedeutung haben dabei Synergien von Bioenergie mit weiteren energie- und klimapolitischen Elementen wie Wasserstoff und Kohlenstoffentnahme aus der Atmosphäre. (z.B. Bioenergie mit Carbon Capture and Storage – BECCS). Aktuell erarbeitet das DBFZ hierzu 1) ein Monitoring der Systemintegration von Biomasse, u.a. Integrationsindikatoren und dessen Bewertungen, Synergien, Nutzungskonkurrenzen sowie Geschäftskonzepte und 2) langfristige Szenarien und Transformationspfade.
Dabei ist stets zu berücksichtigen, dass die Nutzung biogener Ressourcen nicht automatisch nachhaltig ist. Mit verschiedenen Methoden und Tools der angewandten Nachhaltigkeitsbewertung erfolgt daher die umfassende Begleitung von etablierten und neuen Prozessen, Konzepten

und Produkten der Bioökonomie, wobei dieser Bewertungsrahmen kontinuierlich erweitert und beispielsweise mit Nachhaltigkeitszertifizierungssystemen abgesichert wird.
In Deutschland wird der Transformationsprozess zu einer nachhaltigen, zirkulären biobasierten Wirtschaft bzw. Gesellschaft u.a. durch den Bioökonomierat der Bundesregierung begleitet. Nun steht hier die Konkretisierung der ganzheitlichen Bioökonomiestrategie an und gemäß Koalitionsvertrag will die Regierung auch ein Konzept für die mittel- und langfristige energetische Nutzung von Biomasse erarbeiten. Beides wird dringend benötigt, und für die Implementierung sind u.a. neue Technologiekonzepte, die Stärkung der Koppel- und Kaskadennutzung sowie „negative" Emissionen erforderlich. Bevorzugt ist Biomasse je nach Einsatzzweck aus nachhaltigem Anbau sowie aus Rest- und Abfallstoffen bereitzustellen. Für die energetische Nutzung spielen Rest- und Abfallstoffe die zentrale Rolle.
Dies ist auch ein wesentlicher Arbeitsschwerpunkt des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) in Leipzig und des Lehrstuhls Abfall- und Stoffstromwirtschaft an der Universität Rostock (ausführliche Darstellung siehe Nelles et al. 2022).

LITERATUR

AGEB 2022: Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2021, URL: https://ag-energiebilanzen.de/, abgerufen am 14.02.2022

Bundesregierung (2021): Klimaschutzgesetz 2021 – Generationenvertrag für das Klima. URL: https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/klimaschutz/klimaschutzgesetz-2021-1913672, abgerufen 03.05.2022.

IPCC (2022): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. URL: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/, abgerufen am 11.05.2022

Nelles, M., Thrän, D., Kornatz, P., Müller-Langer, F., Lenz, V., Hartmann, I., Angelova, E., Schaller, S., Deprie, K., Glowacki, R. Trainer, T. (2021) Forschungs-, Entwicklungs- und Innovationskonzept des DBFZ. Zeitraum: 2021-2026. DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH ((Hrsg.), ISBN: 978-3-946629-69-6.

Nelles, M., Angelova, E., Deprie, K., Görsch, K., Hartmann, I., Herklotz, B., Kornatz, P., Lenz, V., Müller-Langer, F., Naegeli de Torres, F., Narra, S., Rensberg, N., Schaller, S. & Thrän, D. (2022) „Smart Bioenergy – die Rolle der energetischen Verwertung von biogenen Abfällen und Reststoffen bei der Transformation zu einer klimaneutralen Gesellschaft", Beitrag im Tagungsband zum 16. Rostocker Bioenergieforum 2022, ISBN 978-3-86009-535-5.

Thrän, D. (Hrsg.) (2015): Smart Bioenergy. Technologies and concepts for a more flexible bioenergy provision in future energy systems. Heidelberg: Springer. ISBN: 978-3-319-16192-1. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16193-8.

UBA (2022): Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. Emissionsentwicklung. URL: https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland, abgerufen am 05.05.2022.

UNCCD (2022): Drought in Numbers 2022. Restoration for Readiness and Resilience, Bonn.

UN Water (2021): Summary Progress Update 2021: SDG 6 – water and sanitation for all, Genf, Juli 2021.

Mobilisierung der Biomassenutzung aus sekundären Rohstoffquellen in Thüringen - ThIWertBioMobil

C. Borowski[1], A. Ruff[1], E. Kraft[2], D. Gaeckle[2], A. Glimm[1], M. Pieplow[1] & M. Miethlau[1]
[1)] Hochschule Nordhausen, ThIWert, Nordhausen, Deutschland
[2)] Bauhaus-Universität Weimar, ThIWert und b.is, Weimar, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Projekt ThIWertBioMobil wurde die Erhöhung der werkstofflichen und rohstofflichen Verwertung von biogenen Reststoffen erfolgreich untersucht. Ein Ziel der Aktivitäten war es, den enthaltenen Kohlenstoff möglichst für eine lange Nutzungsperiode in einem neuen Produkt zu speichern. Hierbei ist es mit Hilfe des Gleitfunkenspektrometers gelungen, Althölzer der Klasse I sicher von behandelten Althölzern zu unterscheiden und damit ein optimiertes, werkstoffliches Recycling zu ermöglich. Siebüberläufe konnten sowohl störstoffentfrachtet als auch mit beinhaltenden Störstoffen in eine hochwertige Pyrolysekohle rohstofflich umgewandelt werden. Darüber hinaus wurden neue Nutzungswege für Biertreber, speckigen Kuhmist, Pferdemist, Baum- und Strauchschnitt sowie Altholz der Klassen II bis IV aufgezeigt. Es ist gelungen, Aktivkohlen mit hohen Oberflächen aus landwirtschaftlichen Reststoffen herzustellen. Diese bieten zum einen ein hohes Speicherpotential für Nährstoffe und Wasser, zum anderen können damit auch Filteranwendungen in Luft und Wasser bedient werden. Die erzeugte Pyrolysekohle besitzt gute Bodenverbesserungseigenschaften. Des Weiteren ist der Einsatz in einem Biogasfermenter möglich, leistet allerdings bisher noch keine signifikante Steigerung des Gasertrages. Der pH-Wert im Reaktor kann durch die Zugabe von Pyrolysekohle stabilisiert und eingestellt werden. Die Verwendung von Pyrolysekohle im Stahlrezept als Kohlenstoffquelle ist mit Hilfe der Kohle aus den Altholzklassen II bis IV gut möglich. Eine energetische Nutzung der Pyrolysekohle ist für historische Dampferzeuger ergänzend zum Projektplan untersucht worden. Empfohlen wird aber die Nutzung der Kohle als Bodenverbesserer und als Rohstoff für industrielle, langlebige Produkte, da somit ein Beitrag zur langfristigen Speicherung von Kohlenstoffdioxid geleistet wird. Das Projekt ist sowohl von Akteuren aus der (Entsorgungs-) Industrie und der Landwirtschaft positiv aufgenommen worden. Eine Rückkopplung erfolgte nicht nur über dem am Forschungsprojekt beteiligten Industriebeirat, sondern gerade auch über direkte Ansprache der Forschenden. Die Relevanz des Themas für die kommende Dekade wird von allen Beteiligten als sehr hoch angesehen.

1 EINLEITUNG

Übergeordnetes Ziel der Forschergruppe ThIWertBioMobil ist die verstärkte Mobilisierung der Biomassenutzung aus sekundären Rohstoffquellen im Freistaat Thüringen. Damit soll ein innovativer Beitrag zur Sicherung sowie Steigerung der Rohstoffbereitstellung für die heimische Industrie und Landwirtschaft geleistet werden. Zu diesem Zweck kooperieren das Thüringer Innovationszentrum für Wertstoffe (ThIWert) der Hochschule Nordhausen (HSN) und das Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme (b.is) der Bauhaus-Universität Weimar (BUW), das zugleich Teil des ThIWert ist, bei der Bearbeitung des Forschungsvorhabens. Dabei können die Institutionen auf ein großes Netzwerk aus kommunalen und privatwirtschaftlichen Akteuren zurückgreifen, um einerseits einen regionalen Wissenstransfer zu organisieren und andererseits nachhaltige Konzepte für eine zeitgemäße und „grüne Industrie“ voranzubringen. Die Forschergruppe thematisiert in ihrer Arbeit die Bereiche automatisierte Sortierung von Altholz, Folien und Störstoffe aus dem Bioabfall, Karbonisierung (ausschließlich die Erzeugung einer festen Pyrolysekohle) und Wirkung von Pyrolysekohle. Fokussiert wird die Erhöhung der stofflichen Verwertung und die langfristige Bindung von Kohlenstoff in höherwertigen, rohstofflichen Produkten.

2 AUTOMATISIERTE ERKENNUNG VON ALTHOLZKLASSEN

Während der Rückführung von Althölzern stehen die Abfallannehmer vor der Herausforderung, Schadstoffe in den Althölzern zu erkennen und diese der richtigen Altholzklasse zuzuordnen. Die Altholzklassen teilen sich hierbei nach der deutschen Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz in 4 Kategorien auf:

- A I: naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz,
- A II: verleimtes, gestrichenes, beschichtetes, lackiertes oder anderweitig behandeltes Altholz ohne halogenorganische Verbindungen (z. B. PVC) in der Beschichtung und ohne Holzschutzmittel,
- A III: Altholz mit halogenorganischen Verbindungen in der Beschichtung (z. B. PVC) ohne Holzschutzmittel,
- A IV: mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz, ausgenommen PCB-Altholz.

Altholz, das PCB im Sinne der PCB/PCT-Abfallverordnung enthält, ist nach deren Vorschriften zu entsorgen.
Die Müllwerker unterscheiden auf kleinen und mittleren Abfallannahmeplätzen Althölzer auf Basis von optischen Merkmalen. Daraus resultieren im Laufe des Arbeitslebens Erfahrungen im Umgang und in der Zuordnung der Althölzer.
Im Projekt ist untersucht worden, ob ein Gleitfunkenspektrometer Einsatz finden kann. Auf die Erkennung von Althölzern wurde das Gleitfunkenspektrometer IoSys SSS2 adaptiert. Das Gerät wird ursprünglich zur Erkennung unterschiedlicher Kunststoffe eingesetzt. Es verfügt über eine zusätzliche Elemente-Detektion definierter chemischer Elemente, unter Verwendung der Atomemissionspektrometrie.
Zur Datenerhebung wurden Probekörper von bekannten Holzabfällen abgefunkt und die Spektren im Gerät aufgezeichnet. Anschließend fand eine Übertragung in MS-Excel statt. Nach der visuellen Begutachtung und Vergleich der Spektren erfolgte eine Mittelung der Spektrallinien, um Abweichung zu glätten und aussagekräftige Peaks (Wellenlängenbereiche mit markanten Spektralhöhen) ermitteln zu können.
In Abb. 1 ist das Spektrum von Eiche unbehandelt (Altholzklasse I) zu sehen. Markante Wellenspitzen und –täler liegen im Bereich zwischen 2.261 nm und 3.617 nm.

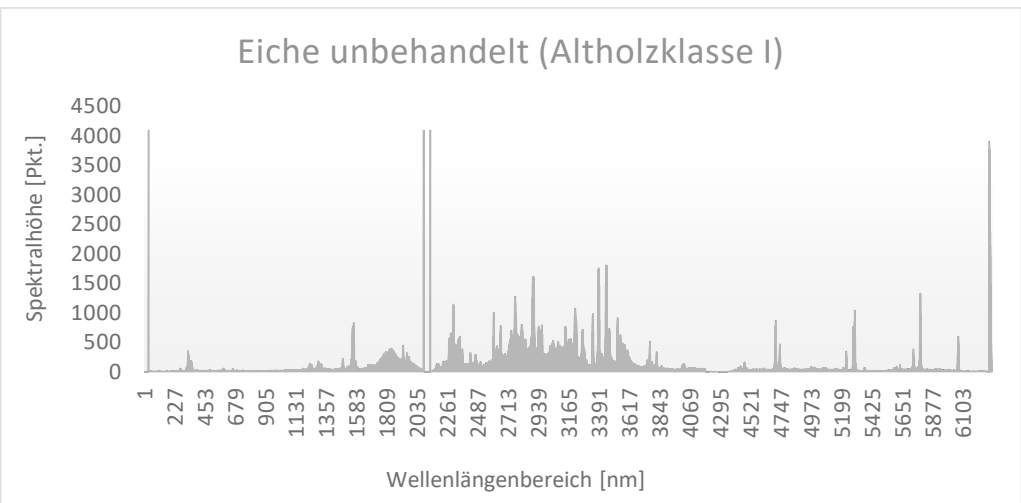


Abb. 1: Spektrum Gleitfunkenspektrometer von Eiche unbehandelt (Altholzklasse I)

Aus der Kombination von spezifischem Wellenlängenbereich und der dazugehörigen Spektralhöhe, lässt sich ein „Fingerabdruck“ für die unbehandelte Holzart erstellen. Ist das Holz mit Holzschutzmitteln (auch optisch nicht sichtbaren) behandelt, so weichen die Spektren deutlich ab.

Somit ist es erstmalig mit einem Gleitfunkenspektrometer möglich, die Altholzklasse I sicher zu erkennen.

3 ENTFERNUNG VON FOLIEN UND WEITEREN STÖRSTOFFEN AUS BIOABFALL

Getrennt erfasste Bioabfälle aus der Biotonne, Grünschnitt aus Gärten und Parks oder auch Lebensmittelabfälle können durch aeroben Abbau zu Kompost verarbeitet werden. Hierbei handelt es sich um das am häufigsten anzutreffende Verfahren im Bereich der Bioabfallaufbereitung.
Die nach der Behandlung entstandenen Produkte werden im Anschluss an die Kompostierung mithilfe eines Siebes auf die gewünschten Zielkorngrößen konfektioniert. Dabei wird das Material von groben, schwer abbaubaren Bestandteilen befreit. Das entstandene Überkorn wird in der Praxis als Siebüberlauf bezeichnet. Dieser bietet ein erhebliches Nutzungspotential, enthält aufgrund des verwendeten Bioabfalls jedoch einen erhöhten Anteil an verschiedenartigen Störstoffen und ist aus diesem Grund derzeit kostenpflichtig zu entsorgen.
Eigene Analysen ausgewählter Siebüberläufe zeigten, dass etwa 80 - 90 M.-% strukturreiches Biomaterial in den Siebüberläufen der betrachteten Bioabfallaufbereiter enthalten ist. Die restlichen etwa 10 - 20 M.-% bestehen hauptsächlich aus Kunststoffen, Mineralik, Glas sowie Metallen und stellen damit eine Störstofffraktion dar. Die Aufbereitung des als Gemisch vorliegenden Siebüberlaufs ist vor der Nutzung des biologischen Anteils, bspw. als Brennstoff in Biomasseheizkraftwerken, zwingend erforderlich. Die Untersuchungen zur gezielten Abscheidung der unerwünschten Materialien laufen derzeit noch. Neben der Nutzung als Brennstoff kann die stoffliche Konversion des Siebüberlaufs ebenfalls eine Möglichkeit der Biomasseverwertung darstellen. Hierfür bietet die Feststoffpyrolyse, also die Herstellung von kohleähnlichen Produkten auf Basis der trockenen Verkohlung, einen vielversprechenden Lösungsansatz. Kohlenstoffhaltige Ausgangsstoffe können unter Ausschluss von Sauerstoff zu einem Pyrolysat gewandelt werden. Das Verfahren bietet den Vorteil, dass das entstehende Prozessgas verbrannt wird und damit den Prozess antreibt. Gleichzeitig kann überschüssige Abwärme zur Trocknung von Inputmaterialien, zum Heizen von Gebäuden sowie zum Erwärmen von Wasser genutzt werden. Damit stellt diese Form der Verwertung eine innovative Alternative zur Verbrennung dar. Unter Verwendung der im ThIWert vorhandenen Laborpyrolyseanlage der Firma PYREG werden derzeit verschiedene Kampagnen mit gereinigten sowie verschmutzten Siebüberlauf gefahren. Die ersten auswertbaren Ergebnisse liegen in Kürze vor, konnten durch die Abgabefrist jedoch noch nicht in die Veröffentlichung eingearbeitet werden. Sollten die Auswertungen einen hohen Kohlenstoffgehalt des Produktes bestätigen, so könnten die aus dem Siebüberlaufmaterial erzeugten Pyrolysekohlen in der Industrie als Kohlenstoffquelle in Frage kommen. Durch den Einsatz eines nachwachsenden Rohstoffes besteht damit die Möglichkeit, fossile Abhängigkeiten zu verringern und zusätzlich die Freisetzung von Treibhausgasen zu reduzieren.

4 KARBONISIERUNG UND NUTZUNG DER ENTSTEHENDEN PYROLYSEKOHLE

Neben Altholz der vier verschiedenen Altholzklassen wurden Materialien, wie z. B. speckiger Kuhmist und Pferdemist, eingesetzt. Zudem wurden Biertreber, Strauchschnitt und Siebüberläufe aus der Bioabfallbehandlung verwendet. Das Ziel war, eine Pyrolysekohle mit hohem Kohlenstoffanteil und großer Oberfläche herzustellen. Bei den einzelnen Inputmaterialien wurden Temperatur, Verweilzeit, Stickstoffzugabe und Wassereindüsung variiert. Zudem wurde die Bilanz zwischen Inputgewicht und entstehender Kohle verglichen, um Rückschlüsse auf den Kohlenstoffgehalt im Inputmaterial und gebundenen Kohlenstoff in der Kohle zu gewinnen. Die zur Pyrolyse genutzte Laboranlage PYREKA 9050 (Baujahr 2021) besitzt ein feststehendes Reaktorrohr, in dem eine Schnecke das Inputmaterial fördert. Der Temperaturbereich erstreckt sich von 0 °C bis 900 °C. Es können Verweilzeiten zwischen acht Minuten und vier Stunden gewählt werden. Die Menge des einzudüsenden destillierten Wassers liegt bei max. 6 l/h und die des Stickstoffs bei max. 10 l/min (jeweils Ein- und Austrag). In Tab. 1 sind ausgewählte Ergebnisse hinsichtlich des Kohlenstoffgehaltes inkl. Prozesswerte dargestellt. Alle Materialien wurden vor der Pyrolyse bis zur Gewichtskonstanz vollständig getrocknet. Die Trocknung erfolgte in einem Trockenschrank bei 105 °C für 24 h. In der Pyrolysekohle des Altholz Kl. I steigt der Kohlenstoffanteil bei höherer Temperatur. Um eine Aussage über die Erhöhung des Kohlenstoffanteils durch die

Steigerung der Verweilzeit treffen zu können, wurde das Material bei unterschiedlichen Verweilzeiten pyrolysiert. Die Prozessparameter wie Stickstoffzufuhr und Temperatur wurden nicht verändert. Bei der Pyrolyse von Altholzklasse II zeigte sich, dass der Kohlenstoffgehalt steigt, je höher die Temperatur ist.

Tab. 1: Prozesswerte PYREKA Laborpyrolyse für ausgewählte Inputmaterialien

Material	Temperatur	Verweilzeit	Dest. Wasser	Stickstoff		C-Gehalt[1]
	[°C]	[min]	[l/h][2]	[l/min][2]	[l/min][3]	[M.-%]
Altholz Kl. I	350	13	0,0	1,5	2,5	72,3
	600	30	0,0	1,5	2,5	87,8
	600	13	0,0	1,5	2,5	86,1
	850	13	1,5	1,5	2,5	87,8
Altholz Kl. II	400	13	0,0	2,5	2,5	77,4
	500	13	0,0	2,5	2,5	83,6
	700	13	0,0	2,5	2,5	88,3
	800	13	0,0	2,5	2,5	88,8
Pferdemist	350	26	1,5	1,5	2,5	26,3
	450	30	3,0	2,5	3,0	23,9
	450	26	1,5	1,5	2,5	25
	550	26	1,5	1,5	2,5	25,4
	650	30	3,0	2,5	3,0	19,5
	650	26	1,5	1,5	2,5	24,1
	750	26	1,5	1,5	2,5	19,7
	850	26	1,5	1,5	2,5	10,7
Speckiger Kuhmist	500	26	0,0	5,0	5,0	58,2
	600	27	0,0	5,0	5,0	61,9
	650	26	1,5	1,5	2,5	28,4
	700	27	0,0	5,0	5,0	60,8
	750	26	1,5	1,5	2,5	47,2

[1)] wasserfreier Zustand; [2)] Eindüsung am Reaktoreingang; [3)] Eindüsung am Reaktorausgang

Der Kohlenstoffgehalt im Pferdemist sinkt, je höher die Pyrolysetemperatur und die Verweilzeit ist. Das Inputmaterial speckiger Kuhmist veranschaulicht, dass der Stickstoffanteil im Prozess zu beachten ist. Bei hoher Konzentration ist der Kohlenstoffanteil deutlich höher, als bei den Versuchen mit geringer Stickstoffzugabe. Über die Eindüsung von destilliertem Wasser und die darauf im Pyrolysereaktor erfolgende schnelle Verdampfung, konnte die Oberfläche des speckigen Kuhmists auf rund 400 m²/g gesteigert werden.
Die einzustellenden Prozessparameter unterscheiden sich deutlich für die Nutzung unterschiedlicher Materialien. Sicherzustellen ist, dass die Atmosphäre im Pyrolysereaktor möglichst sauerstofffrei gehalten wird. Je nach Inputmaterial ist Sauerstoff im Material selbst gebunden und gelangt somit in den Reaktor. Wird die Sauerstoffreaktion im Pyrolysereaktor nicht unterbunden, hier durch Erhöhung der Eingasung von Stickstoff, erfolgt die Umsetzung der elementaren Kohlenstoffanteile in CO_x. Ein Ziel der Versuche war es, möglichst wenig Kohlenstoff in die Gasphase zu überführen, da dieser dann nicht mehr als fester Kohlenstoff in der Pyrolysekohle vorhanden ist und genutzt werden kann. Eine Herstellung von Aktivkohle war i. d. R. bei Verwendung von halmgutartigen Inputmaterialien erfolgreich. Unter Verwendung von Altholz mit dem Ziel der deutlichen Oberflächenerhöhung durch Eindüsen von destilliertem Wasser sind bisher keine zufriedenstellenden Ergebnisse erzielt worden. Hierbei liegt ein aktueller Fokus auf der Vorbehandlung des Inputmaterials, welches ein Auffasern des Materials zum Ziel hat. Grund hierfür ist, dass das destillierte Wasser die Möglichkeit haben muss, innerhalb einer kurzen Zeit in das Inputmaterial einzudringen. Dies ist bei Verwendung von zerkleinertem Altholz in (idealisiert) zylindrischer Form nicht gegeben.
Eine Übertragung der hier dargestellten Prozesswerte auf eine Pyrolyseanlage im Produktionsmaßstab ist nur bedingt möglich. Dies liegt an der Vielzahl baulich unterschiedlicher Pyrolyseanlagen und an der Eigenschaft, dass die sauerstofffreie Atmosphäre bei Großanlagen zur Pyrolysekohleherstellung durch das entstehende Rauchgas über Rückführungen in den Reaktorraum

generiert wird. Dennoch lassen sich die Prozessparameter als Basis-Einstellungswerte für PY-REG sowie bauartähnliche Anlagen anderer Hersteller nutzen.

5 WIRKUNG DER PYROLYSEKOHLE IN DER FESTSTOFFVERGÄRUNG

Die beträchtlichen Anteile organischer Naturstoffe in der Abfallwirtschaft legen neben aeroben Behandlungsverfahren in Form der sauerstoffbasierten Kompostierung auch anaerobe Behandlungsprozesse im Rahmen energiefreisetzender Stoffwechselvorgänge wie der Vergärung nahe. Eine Entscheidungsfindung zwischen aeroben und anaeroben Technologien basiert dabei maßgeblich auf dem Struktur- und Wassergehalt des anfallenden Materials. Während überwiegend liquide Abfälle mit geringer Strukturstabilität für Vergärungsverfahren prädestiniert sind, wird für strukturreichere Materialien wie Baum- und Strauchschnitt im Allgemeinen der Weg einer klassischen Kompostierung bevorzugt. Im Rahmen des hiesigen Teilprojekts sollen anaerobe Behandlungsverfahren sowohl für Bioabfälle als auch für Flüssigstoffe eingehender untersucht werden. Dabei soll durch den Eintrag von Pyrolysekohle als Prozessadditiv in die Vergärung insbesondere evaluiert werden, inwieweit die Kohle Auswirkungen auf Biogasertrag und -qualität durch eine potentielle Eigenschaft als Prozessoptimierer aufweisen kann. Literaturquellen belegen hierbei eine Adsorption von biologischen Hemmstoffen sowie einen Aufwuchs sessiler Mikroorganismen in den Porenkanälen der Kohleflocken, was durch Steigerung der bakteriellen Resilienz zu einem Anstieg der Gaswerte führen kann (Inthapanya et al. 2014).

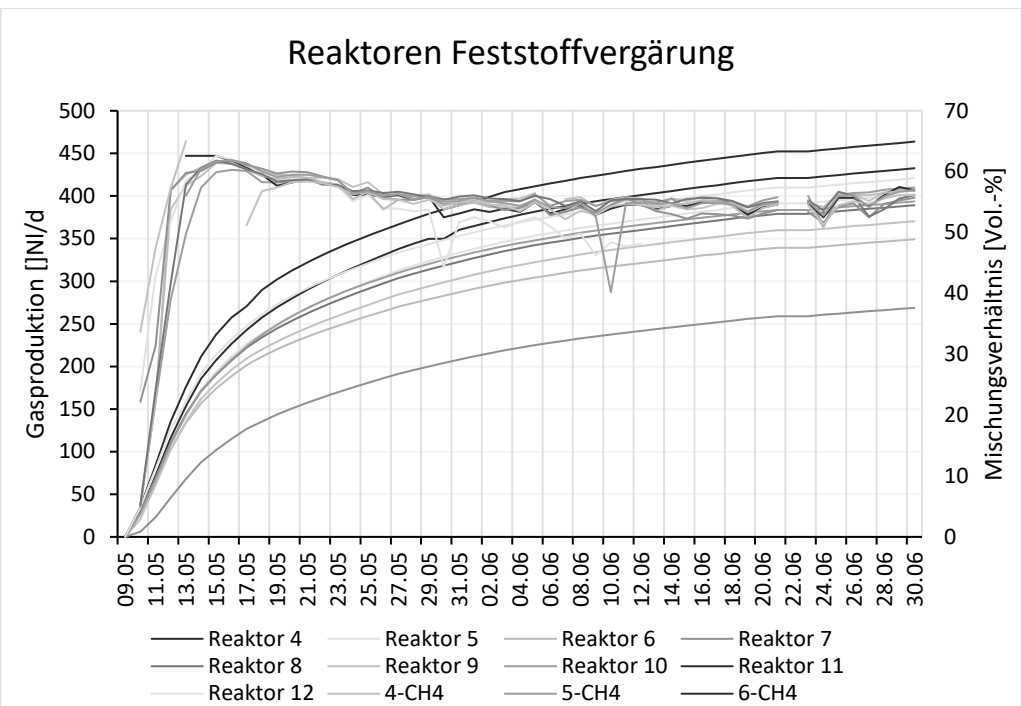


Abb. 2: Darstellung der Gaserträge und Methangehalte der Feststoffvergärung (Reaktoren 4 - 6: ohne Pyrolysekohle; Reaktoren 7 - 9: 5 M.-% Pyrolysekohle; Reaktoren 10 - 12: 10 M.-% Pyrolysekohle)

Im Rahmen der Untersuchung wurden halbtechnische Versuche an einer Nassvergärung mit sechs Rührkesselreaktoren je 45 Liter und an einer Feststoffvergärung mit zwölf Reaktoren je 18 Liter Fassungsvolumen durchgeführt. Die Reaktoren der Nassvergärung wurden täglich mit je 1,5 Liter Primärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage befüttert, was im Mittel zu einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 30 Tagen führte. Eine parallel betriebene Feststoffvergärung

wurde mit frischem Bioabfall aus der Kompostieranlage Weimar-Umpferstedt befüllt und mit Gärresten aus der Trockenfermentationsanlage der Stadtwerke Erfurt angeimpft. Das massenbezogene, auf dem Trockensubstanzgehalt beider Substrate basierendes Mischungsverhältnis von 1:2 (Bioabfall zu Gärrest) führte zu einer Kohlezugabe von 58,68 g bzw. 117,37 g (entsprechend 5 bzw. 10 M.-% des trockenen Bioabfalls). Zur Gewährleistung einer gleichmäßigen Bakterien- und Feuchteversorgung wurden alle zwölf Reaktoren in regelmäßigen Intervallen für je zwei Minuten automatisiert mit Perkolat berieselt. Die zum Einsatz kommende Pyrolysekohle entstammt unterschiedlicher Herkunft und wurde mit verschiedenen Prozessparametern in der Pyrolyse behandelt. Zur Analyse der generierten Kohlen erfolgte eine Oberflächenbestimmung mittels Stickstoffadsorption (BET) und Elementaranalysen zur Schwermetallbestimmung. Während die Feststoffvergärung mit Pyrolysekohle aus Strauchschnitt (pyrolysiert bei 750 °C mit einer Wasserzugabe von 1,5 l/h eine spezifische Oberfläche von etwa 103 m²/g erreichte, so konnte diese durch den Einsatz von speckigen Kuhmist (900 °C, Wasserzugabe 6 l/h) auf rund 400 m²/g gesteigert werden. Abgeschlagen blieb in jeder Beprobung die Pyrolysekohle aus Biertreber mit lediglich einem Quadratmeter pro Gramm zurück. Künftig soll durch geeignete Vorbehandlungstechnologien weitergehend untersucht werden, inwieweit die spezifische Oberfläche der Pyrolysekohle durch angepasste Aufbereitung noch weiter zu optimieren ist.
In Abb. 2 wird der zeitliche Verlauf der Gaserträge und Methangehalte aus der Feststoffvergärung visualisiert. Die Reaktoren 4 – 6 zeigen den Einbau aus Gärrest und Bioabfall ohne Zuschlag von Pyrolysekohle. In die Reaktoren 7 – 9 wurde zusätzlich 5 M.-% Pyrolysekohle vermischt, die Reaktoren 9 – 12 hingegen mit 10 M.-% befüllt. Auffällig sind die durchweg hohen Werte der Gaserträge bei höherer Kohlekonzentration, während die niedrigere Kohlekonzentration von 5 M.-% augenscheinlich wirkungslos blieb. Durchschnittlich erbrachten die Reaktoren mit 5 M.-% Kohlezugabe in etwa 13 % weniger Biogas als die Nullprobe, die Reaktoren mit 10 M.-% hingegen 4 % mehr. Im Verlauf der Versuche konnten einige Undichtigkeiten und Problemstellen eliminiert werden, weshalb in Kürze mit einer Neuauflage dieser Versuchsreihen zu rechnen ist. Die Untersuchungen in der Nassvergärung zeigten trotz Kohlezugabe verschiedener Konzentration und Charakteristik keine signifikante Abweichung gegenüber der Nullprobe. Es soll deshalb künftig ebenfalls untersucht werden, welche Eigenschaften der Pyrolysekohle neben den spezifischen Oberflächen für den Einfluss auf die Vergärungseffizienz ausschlaggebend sind.

6 DANKSAGUNG

Das Projekt läuft vom 01.01.2020 bis zum 31.12.2022. Die Hochschule Nordhausen und die Bauhaus-Universität Weimar danken dem Freistaat Thüringen und dem Europäischen Sozialfonds für die Finanzierung dieser Untersuchung im Rahmen des TAB-Förderprogrammes unter der Projektnummer 2020 FGR 0047.

Gefördert durch den Freistaat Thüringen aus Mitteln des Europäischen Sozialfonds.

LITERATUR

Inthapanya, S., Preston, T., Leng, R. (2014) Biochar increases biogas production in a batch digester charged with cattle manure. Souphanouvong University, Luang Prabang, Lao PDR.

Exploring techno-environmental pathways how urban biorefineries for organic waste valorization potentially contribute to the design of future urban bioeconomy systems with net-positive impact

J. Hildebrandt[1], M. Will[2] & A. Bezama[3]
[1)] Zittau/Goerlitz University of Applied Sciences, ZIRKON - Zittau Institute for Process Engineering, Circular Economy, Surface Technology, Natural Materials Research, Working Group Bioeconomy, Zittau, Germany
[2)] Zittau/Goerlitz University of Applied Sciences, Faculty of Natural and Environmental Sciences, Zittau, Germany
[3)] Helmholtz-Centre for Environmental Research, Bioenergy Department, Leipzig, Germany

ABSTRACT: In times of energy crisis the transformation towards circular urban bioeconomy systems supports in meeting sustainability and climate targets. The urban bioeconomy potentially contributes to the safeguarding of services of general interest by providing carbon neutral heat and electricity and by partially covering the demands for fertilizers and soil amendments. The product groups which can be produced and recovered from urban waste biorefineries are including a broad range of materials and products such as soil amendments, solid bio-fuels, refuse-derived fuels, insect proteins, biogas and purified biomethane, carbon materials and panel boards from woody fractions. The study explores four scenarios of different biorefinery platforms with the same feedstock mix of 130,000 t of fresh matter input with 85,000 t of source separated organic waste from households and 45,000 t of woody fraction of garden and park waste. All four urban biorefineries rely on the same systems of industrial composting in rotting tunnels and of anerobic digestion. But the four scenarios also differ i.) in their downstream valorization pathways for produced biogas, ii.) in production of further complementary by-products such as carbons substrates, iii. in integration of further key technologies such as methanation of hydrogen and syngas and iv. in valorization of former waste flows such as material use of screening residues instead of energetic recovery.

1 INTRODUCTION

When striving to understand the complexity of driving forces on energy and material flows within cities and of cities in interrelation with their surroundings the multidisciplinary approach of framing, describing and specifying the regionalized urban metabolism is the state-of-the art tool which is currently further gaining in significance and scientific and political attention (Sanches and Bento 2020). There is for example the household metabolism for heating fuels which constitutes a major fraction of urban energy flows from the input side, which has to be reduced in the future to decouple from import dependency and from greenhouse gas intensive energy systems.
On the otherside there is the import of food from the global hinterland which generates significant amounts of organic waste and which could support in closing nutrient cycles and support the maintaining of humus balances. The understanding of this complexity demands to break-down the multifaceted and multidimensional interactions of anthropogenic activities with the household level and built environment, the urban eco-systems and the industrial activities into operationalized modelling frameworks for assessing the life cycle sustainability and spatio-temporal impacts of energy and material flows within cities (Dijst et al. 2018, Maranghi et al. 2020).
For facilitating the change from a linear throughput society towards a circular economy, operational policy support frameworks on the urban metabolisms can be effective strategy support tools (Sanches and Bento 2020). The urban metabolism of current urban systems is characterized still by high material throughput and high cumulation of growing material stocks, whereas the local extraction and production of renewable materials has most often a minor relevance or is just regarded as a disposal issue rather than leading to supply-oriented strategies of innovative material redirection (Dijst et al. 2018). All strategic pillars to decouple the material footprint of urban systems and to decarbonize their resource consumption are decisive elements for sustainable and future proof urban systems: whether reducing import of imported fossil fuels, or the cost and

environmental burdens of waste disposal, or the redirection of local resources into local building sinks -or even when a combination of all the beforementioned is intended (Dhakal and Ruth 2017, Yetano Roche et al. 2014).
Biomass residues and waste flows from urban areas constitute a renewable resource on an annual basis with seasonal fluctuations in volume and biomass fractions. The volume however is limited and depending on landscape and green space clearing and conservation measure and therefore also salvaging of this biomass can differ in its cost intensiveness and in its carbon intensiveness considering different logistics and harvesting systems (Chen et al. 2020).
The concept of urban biorefineries and of waste biorefineries can be a feasible platform concept of more intensive valorization of local resources in order to achieve goals of towards more circular cities or contributing to the decoupling from resource intensive import of critical materials and for generating public services of general intererest (Azagoh et al. 2015, Dong et al. 2019, Esteban and Ladero 2018, Ferreira et al. 2019, Pandey et al. 2018, Rajendran et al. 2018).
Traditionally, the reduction of landfill related costs such as leachate treatment costs were major motivations to improve the collection and treatment of urban waste and resource flows. In many countries worldwide, the expansion of industrial composting activities is still a major trajectory for reducing environmental loads of poorly managed organic waste and to redirect these waste fraction into valuable options for material recovery in agriculture, horticulture and landscaping (Ayilara et al. 2020, European Environment Agency 2009, Kaza et al. 2018).
The conventional scenarios for treatment of these biomass waste flows therefore differs from community to community and from country to country. Conventional treatment in Europe consist of curb site selection or decentral collection sites and then larger scale capacities for industrial composting and biogas production or material flow redirection of woody fractions to biomass CHPs and of leafy fractions with high impurities into municipal incineration plants (Chen et al. 2020).

2 AIM AND SCOPE

The aim of the study is to analyse and assess four scenarios of urban biorefinery integration into the urban bioeconomy with respect to their contribution to sustainability and circularity goals of the urban bioeconomy.
Considering this the study assesses how the four scenarios for the biorefinery platform perform by the means of techno-economic and environmental criteria and their mutual synergies and trade-offs with a special attention considering the resource conversion efficiency of the biorefinery systems, the generation of added value of the product portfolio, the contribution to energy self-sufficiency, of by-product valorization pathways, the benefitial services for the overall energy system considering heat and power grids, the share of durable,circular products and the variances in their contribution to humus balances and soil fertility.
Regarding the scope the study explores four scenarios of different biorefinery platforms, which are characterized by the same feedstock mix considering lignocellulosic and nutrient-rich substrates and a fixed input material flow of this feedstock mix on the input side but with different and partially mutually exclusive output mix of the products portfolios and varying shares of these output products. The fixed mass flow of input feedstocks is set on to 130.000 t of fresh matter input with 85.000 t of source separated organic waste from households and 45.000 t of woody fraction of green cuttings and garden and park waste.
In this sense the study assesses an idealized urban system as archetype with energy and material flows representative for a waste management system in a region with approx. 1,13 Mio. Inhabitants situated in Central Europe.

3 MATERIAL AND METHODS

For the analysis of the contribution of different urban biorefineries in meeting sustainability and circularity goals when integrated into the urban bioeconomy system five methodological steps were conducted. In the next sections it will be explained how the five methodological steps are aligned along the different system compartments of the urban bioeconomy system and what methods were applied and which data was included into the analysis.

3.1 Overview of the methodological steps and integration of methods

The five methodological steps are aligned alongside the system compartments of the urban bio-economy system. The relevant energy and material flows on the input side are including the origin of the organic waste which is mainly food from the global agricultural hinterland and the fossil fuels for household heating and for operation of waste logistics by diesel-fueled lorry trucks.
The next system is the urban metabolism which will be integrated with the urban biorefinery plant.

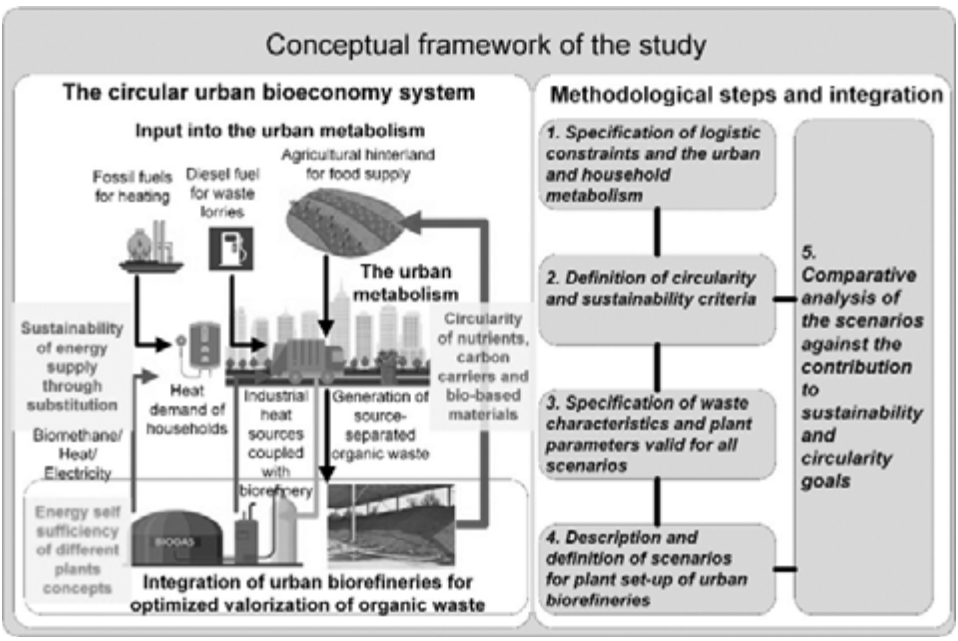


Fig. 1: Conceptual framework of the study (own work, created with CANVA Pro)

3.2 Definition of circularity and sustainability criteria

For the analysis of the possible plant concepts to be considered in the four scenarios of urban biorefineries, three overarching categories with each two sub-categories were defined. In total six sustainability and circularity criteria were defined. The first category encompasses the assessment on how the urban biorefinery contributes to the energy metabolism of the municipality and households. The second category encompasses how the urban biorefinery supports in closing loops between the urban system and the rural food provisioning systems and to which extend carbon substrates can be generated. Finally, the third category deals with the assessment on how the internal energy demand of the urban biorefinery system can be covered by its input feedstock. This demands the concepts to be as efficient as possible in conversion efficiency and to be most optimally integrated into the energy metabolism of the urban bioeconomy. Also, opening up the option to be coupled to heat use of waste heat from industrial heat sources within the urban system, which were not used efficiently as so far. On Tab. 1 the categories, the main goals and the sub-criteria for analyzing the benefits and deficits in integrating urban biorefineries into the urban metabolism are presented.

Tab. 1: Sustainability and circularity criteria for analysis of contribution of plant concepts to urban bioeconomy systems

Category	Main sustainability/circularity goal	Subcriteria	Abbreviation	Unit
Energy metabolism of municipality and households	Sustainable resource supply: Decoupling of urban metabolism from fossil fuels through substitution with biogenic energy carriers	Coverage of energy demand in household energy metabolism	ED-Hous	kWh/kWh
		Coverage of fuel demand for waste transport	ED-Was-Trans	kWh/kWh
Urban-rural resource cycles	Circularity of nutrient cycle: Provisioning of agricultural systems with nutrients and carbon carriers	Provisioning of nutrient-rich fertilizers	CIR-Nutri	
		Provisioning of high quality compost and/or biochar without low quality screening residues	CIR-Carbo	t_{output}/ t_{input}
Internal energy self-sufficiency	Ensuring full coverage of own energy demand Minimizing external energy demand for plants while most optimally	Coverage of electricity demand of plant with own electricity	SELF-Elec	kWh/kWh
		Coverage of heat demand of plant with own heat generation	SELF-Heat	kWh/kWh
		Coverage of heat demand with industrial waste while contributing to higher energy efficiency in the urban energy metabolsim	SELF-Couple	kWh/kWh

3.3 Specification of logistic constraints and the urban and household metabolism

The number of annual trips for curb side collection, the fuel demands and the household energy demands need to compiled in order to calibrate the indicators ED-House and ED-WasTrans.

Tab. 2: Parameter in waste logistic and in household energy metabolism

Parameter	Value	Unit	Range of values	Source
Average distance of lorry trips for curb side collection	85	km	- 50 km	Modelling parameter
Number of collection trips per annum	9444	Number of trips		Calculated with 9 tons per trip
Annual mileage and fuel consumption	802000 481000	Km l Diesel	+ 100000 l/a - 100000 l/a	Calculated with distance and number of trips
Share of garden and park waste, fraction lignocellulosic biomasse	20	kg/(inh·a)	15 – 30	State of Saxony, BGK, ECN
Average transport distance				
Average household energy metabolism for heat provisioning	10000	kWh/a	- 2000 kWh + 2000 kWh	Statista 2022
Share of gas-based installations	49.4	%		Calculated with number and average energy demands of household
Total energy demand for household	2770	GWh/a	- 500 GWh/a + 500 GWh/a	

3.4 Specification of waste characteristics and conversion parameters valid for all scenarios

The annual generation of source-separated organic waste and the amount of garden and park waste which can be converted in the different plant types stays the same for all scenarios. On Tab.3 the waste generation per inhabitant, the biogas yield and the feed-to-digestate ratio is compiled.

Tab. 3: Parameters for valorization of source-separated organic waste

Parameter	Value	Unit	Range of values	Source
Annual waste generation per inhabitant	75	kg/(inh.a)	50 - 110	Own data, State of Saxony, BGK
Share of garden and park waste, fraction lignocellulosic biomass	20	kg/(inh.a)	15 – 30	Own data, State of Saxony, BGK
Biogas yield	90	Nm^3/t FM	-12 Nm^3 + 15 Nm^3	Own data, KTBL 2022
Feed-to-digestate ratio	80/20	wt% Solid Digestate	- 15 wt%	

3.5 Description and definition of the four scenarios of urban biorefineries

In Tab. 4 the main set-up of the conversion systems of organic waste are presented.

Tab. 4: Description of the four scenarios of the urban biorefineries

Parameter	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Name of the Scenario	Flexible power + High quality compost	Biomethane for CHP + High quality compost	Biomethane for collection trucks + Biochar + High Quality Compost	Base-load electricity + Biochar + High Quality Compost + Panel boards from screening residues
Set-up of the conversion system for organic waste	1,5 MW_{el} base-load with 9,0 MW_{el}-flexible CHP-Units 48000 t/a of quality ensured compost	1,8 Mio.Nm^3- of purified biomethane, Biomethane fed into the gas grid 48000 t/a of quality ensured compost	1,8 Mio.Nm^3- of purified biomethane, Biomethane provided in gas station and fed into the gas grid	1,5 MW_{el} base-load, Heat from CHP used for internal heat demand in rotting, biogas, extra heat from Pyrolysis sold

4 RESULTS AND DISCUSSION

In scenario 1 and 2 the demand for waste transport will not be covered. In scenario 1 however there is no external energy source required for covering the internal energy demand, which is required for both scenario 2 and 3. In Scenario 2, 0.7 % of the household energy demand can be covered or the equivalent heat demand of 1917 households. In Scenario 3 the amount of produced biomethane is sufficient to cover more than three times the demand required for the lorry trips in curb side collection. In effect, there are two parts still available to be sold to the transport or heat sector.

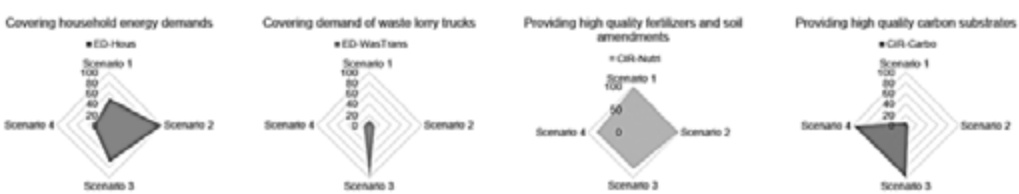


Fig. 2: Results for the analysis of the calibrated sustainability and circularity criteria

5 CONCLUSION AND OUTLOOK

The conceptual framework and the holistic set of circularity and sustainability criterial supports the analysis of the trade-offs and synergies in comparing different plant concepts for urban biorefineries, assessing their contribution to increased circularity and sustainability of the urban bioeconomy system. All optimized scenarios entail their own specific set of trade-offs. The more innovative concepts do not inherently guarantee that also more of the sustainability and circularity goals are met, as they also have their own trade-offs in covering internal energy demand, for

example. The overall framework is suitable to assess trade-offs of complex waste management systems and to evaluate their integration into circular urban bioeconomy systems. As next steps for this analysis, it is intended to expand the study by including the assessment of further urban biorefinery systems, including also the production of insect proteins and platform chemicals and finally comparing a set of eight alternative urban biorefinery plant concepts and their integration.

REFERENCES

Ayilara, M., Olanrewaju, O., Babalola, O., Odeyemi, O. (2020) *Waste Management through Composting: Challenges and Potentials.* Sustainability 12, 4456. https://doi.org/10.3390/su12114456

Azagoh, C., Hubert, A., Mezdour, S. (2015) *Insect biorefinery in Europe: `DESigning the Insect bioRefinery to contribute to a more sustainABLE agro-food industry'.* Journal of Insects as Food and Feed 1, 159–168. https://doi.org/10.3920/JIFF2014.0009

Chen, D.M.-C., Bodirsky, B.L., Krueger, T., Mishra, A., Popp, A. (2020) *The world's growing municipal solid waste: trends and impacts.* Environmental Research Letters 15, 074021. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8659

Dhakal, S., Ruth, M. (Eds.) (2017) *Creating Low Carbon Cities.* Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-49730-3

Dijst, M., Worrell, E., Böcker, L., Brunner, P., Davoudi, S., Geertman, S., Harmsen, R., Helbich, M., Holtslag, A.A.M., Kwan, M.-P., Lenz, B., Lyons, G., Mokhtarian, P.L., Newman, P., Perrels, A., Ribeiro, A.P., Rosales Carreón, J., Thomson, G., Urge-Vorsatz, D., Zeyringer, M. (2018) *Exploring urban metabolism—Towards an interdisciplinary perspective.* Resources, Conservation and Recycling 132, 190–203. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.014

Dong, C., Wang, Y., Wang, H., Lin, C.S.K., Hsu, H.-Y., Leu, S.-Y. (2019) *New Generation Urban Biorefinery toward Complete Utilization of Waste Derived Lignocellulosic Biomass for Biofuels and Value-Added Products.* Energy Procedia 158, 918–925. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.231

Esteban, J., Ladero, M. (2018) *Food waste as a source of value-added chemicals and materials: a biorefinery perspective.* International Journal of Food Science & Technology 53, 1095–1108. https://doi.org/10.1111/ijfs.13726

European Environment Agency (2009) *Diverting waste from landfill : effectiveness of waste-management policies in the European Union.* Publications Office, LU.

Ferreira, J.A., Agnihotri, S., Taherzadeh, M.J. (2019) *Waste Biorefinery, in: Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches.* Elsevier, pp. 35–52. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64200-4.00003-7

Kaza, S., Yao, L.C., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018) *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.* Washington, DC: World Bank. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0

Maranghi, S., Parisi, M.L., Facchini, A., Rubino, A., Kordas, O., Basosi, R. (2020). *Integrating urban metabolism and life cycle assessment to analyse urban sustainability.* Ecological Indicators 112, 106074. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106074

Pandey, A., Lee, D.-J., Mohan, S.V., Khanal, S.K., Bhaskar, T. (Eds.) (2018) *Waste biorefinery: Potential and perspectives.* First edition. ed. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

Yetano Roche, M., Lechtenböhmer, S., Fischedick, M., Gröne, M.-C., Xia, C., Dienst, C. (2014) *Concepts and Methodologies for Measuring the Sustainability of Cities.* Annu. Rev. Environ. Resour. 39, 519–547. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012913-101223.

Kleinbiogasanlagen: Für eine circular economy mit kurzen Wegen und hochwertiger stofflicher Nutzung

M. Meirer[1,2]
[1)] MEIKO GREEN Waste Solutions, Head of Consulting, Offenburg, Deutschland bzw. Bütschwil, Schweiz
[2)] Verein Rheintalgas, Präsident, Triesen, Liechtenstein

KURZFASSUNG: In diesem Projekt wird die Ökobilanz, Wirtschaftlichkeit und Akzeptanz der Bevölkerung einer Kleinbiogasanlage im Rheintal für die Verarbeitung von ca. 1.000 kg gewerblicher Küchen- und Speisereste pro Tag, untersucht. Mit dieser Anlage könnte die Entfernung einerseits vom Ort der Entstehung der Speisereste und andererseits vom Ort der Gärrestnutzung zur Biogasanlage von durchschnittlich ca. 50 km auf ca. 10 km reduziert werden. Durch die Positionierung der Kleinbiogasanlage im Dorfzentrum, soll die Wahrnehmung der Bevölkerung für die Themen Abfallvermeidung, -trennung und -behandlung erhöht werden.

1 ENTWICKLUNG VON BIOGASANLAGEN

Nach einer Hochphase der NaWaRo-Biogasanlagen stagnieren diese zunehmend und es kann beobachtet werden, dass immer mehr Biogasanlagen gebaut werden, die mit biogenen Abfällen betrieben werden. Aktuell gibt es in Europa über 1.000 Bioabfallbiogasanlagen, die i.d.R auf 50-350 to/Tag ausgelegt sind.

Außerhalb Europas ist die Entwicklung zu Bioabfallbiogasanlagen noch nicht so ausgeprägt. Die Schwankungsbreite der Anlagengröße ist jedoch deutlich grösser als in Europa. Einerseits werden Anlagen mit bis zu 2.000 to/Tag gebaut, andererseits lässt sich insbesondere aus Indien ein Trend zu sehr kleinen Anlagen mit etwa 1.000 kg/Tag erkennen. Solch kleine Anlagen benötigen für einen störungsfreien Betrieb jedoch ein störstofffreies Substrat, da sie kaum über Störstoffaustragsysteme verfügen, wie sie auf großen Anlagen üblich sind.

Die Fa. MEIKO GREEN Waste Solutions hat bereits vor einigen Jahren gemeinsam mit Walter Schmid in der Umweltarena Zürich mit einer Pilotanlage bestehend aus einem Speiserestezerkleinerer in der Restaurantküche im Erdgeschoss und einer Kleinbiogasanlage im obersten Geschoss des Gebäudes die Machbarkeit einer solchen Anlage unter Beweis gestellt. Durch die stark steigenden Verkaufszahlen solch kleiner Anlagen in Indien ist deren Preis von ca. 1 Mio. € auf unter 200 k€ gesunken. Die Amortisationsdauer dieser Anlagen kann seither unter 10 Jahre betragen.

2 LEUCHTTURMPROJEKT IM RHEINTAL

Im Rheintal gibt es zwischen Chur und Bodensee drei größere Biogasanlagen die unter anderem auch Küchen- und Speisereste aus der Gastronomie annehmen. Eine in Trimmis im Süden und je eine in Widnau und Lustenau im Norden. Dennoch werden Küchen- und Speisereste von Krankenhäusern, Altersheimen und Betriebskantinen aus dem Rheintal auch zu weiter entfernten Biogasanlagen transportiert. Teilweise über 100 km je Strecke.

Im Alpenrheintal gibt es bereits über zehn gewerbliche Küchen, welche ein Tanksammelsystem bestehend aus einem Speiserestezerkleinerer in der Gastronomieküche und einem Sammeltank im Keller verbaut haben. Alle Betreiber achten bei der Sammlung der biogenen Abfälle am Standort sehr penibel auf die Störstofffreiheit, um Störfälle in der eigenen Zerkleinerungsanlage zu vermeiden. Dadurch kann ein störstofffreies bereits zerkleinertes Substrat garantiert werden.

In Abb. 1 ist der Kreislauf der Kleinbiogasanlage dargestellt. Aus den Speiseresten von täglich ca. 5.000 Gastronomieessen soll Fernwärme für bis zu 33 Haushalte und 850 Liter natürlicher Dünger erzeugt werden.

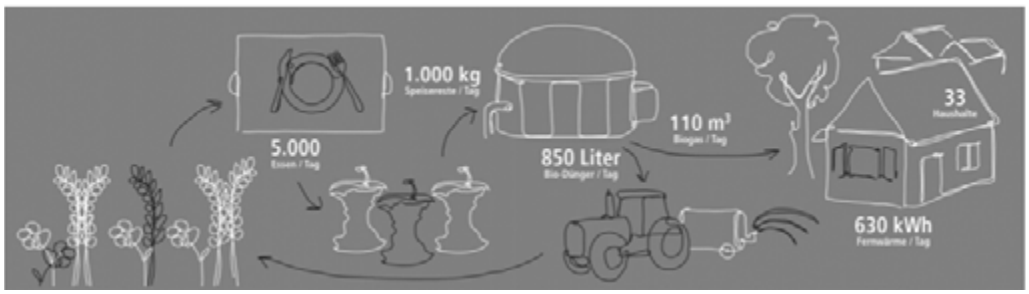


Abb. 1: Grafische Darstellung des Kreislaufs der Kleinbiogasanlage

In Abb. 2 ist der derzeitige Entwurf der Einbindung ins Ortsbild ersichtlich. Alternativ wird der Kleinbiogascontainer noch mit Holz oder Grünpflanzen verkleidet.

Abb. 2: Foto des Gemeindezentrums Triesen mit einem Rendering der Kleinbiogasanlage

Akzeptanz
Zur Ermittlung ob seitens der Bevölkerung Rückhalt bei diesem Projekt besteht, wird versucht über soziale Medien (Linkedin, Youtube und Facebook) Kontakt aufzubauen. Ebenso nimmt der Verein Rheintalgas bei diversen Veranstaltungen zum Thema Umweltschutz und Nachhaltigkeit teil, um weiteres Feedback einzuholen. Sollte die Beteiligung der Gemeinde an diesem Projekt 200 k€ überschreiten und einige Bürgerinnen und Bürger damit nicht einverstanden sein, könnte zusätzlich von Seiten der Bevölkerung ein Referendum ergriffen werden.

Wirtschaftlichkeit
Durch die Gegenüberstellung der zu erwartenden laufenden Einnahmen und Ausgaben wurde eine Amortisationsrechnung des Projektes durchgeführt, die laufend optimiert wird.

Nachhaltigkeit
Eine Ökobilanz soll zeigen, ob eine kleine dezentrale Biogasanlage nachhaltiger ist, als eine große zentrale Anlage.

Biogener Anteil des Restabfalls als Co-Substrat auf Kläranlagen

A. Bockreis[1], A. do Carmo Precci Lopes[2] & C. Ebner[1]
[1)] Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich
[2)] TU Darmstadt, Institut IWAR, Darmstadt, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Co-Vergärung auf Kläranlagen hat in Österreich und speziell in Tirol an Bedeutung zugenommen, da freie Faulraumkapazitäten genutzt werden können und die Wirtschaftlichkeit gesteigert wird. Als Co-Substrate werden derzeit insbesondere Fettabscheiderinhalte, Speisereste, aber auch getrennt gesammelte und mechanisch aufbereitete Bioabfälle verwendet. Ziel der Untersuchungen war es, diese hochwertigen biogenen Abfälle durch den organikreichen Anteil der Niederkalorik der MA Ahrental zu ersetzen. In einem großtechnischen Versuch sowie in Laborreaktoren wurde die technische Machbarkeit des Einsatzes dieser Fraktion als Co-Substrat auf einer Kläranlage überprüft. Die Ergebnisse werden präsentiert und die technische Machbarkeit des Einsatzes der abgetrennten organischen Fraktion als Co-Substrat auf Kläranlagen diskutiert.

1 EINLEITUNG

Die Co-Vergärung auf Kläranlagen hat in Österreich und speziell in Tirol an Bedeutung zugenommen, da freie Faulraumkapazitäten genutzt werden können und die Wirtschaftlichkeit gesteigert wird. Als Co-Substrate werden derzeit insbesondere Fettabscheiderinhalte, Speisereste, aber auch aufbereitete getrennt gesammelte Bioabfälle, verwendet. Allerdings darf in einigen Bundesländern in Österreich, u.a. auch in Tirol, der Klärschlamm nicht auf die Felder verbracht werden, sondern muss verbrannt werden. Somit stehen die stofflichen Potentiale (Nährstoffe im Bioabfall) nicht mehr zur Verfügung und werden dem Nährstoffkreislauf entzogen.
Trotz getrennter Sammlung landen im Restabfall immer noch ca. 32 % biologisch abbaubare Stoffe wie Gartenabfälle, Lebensmittelabfälle, Papier, Pappe und ähnliches. In Tirol wird ein Großteil der Restabfälle mechanisch sortiert und zu Verbrennungsanlagen transportiert, die über 300 km entfernt sind. Um diesen Anteil an biologisch abbaubaren Stoffen in Tirol zu verwerten, wurde ein mechanisches Verfahren entwickelt, dass die organische Fraktion aus dem Restabfall abtrennt und als Co-Substrat auf Kläranlagen eingesetzt werden kann (Senfter 2018, Lopes et al. 2021). Der deutlich höhere Anteil an nicht vergärbaren Bestandteilen im Restabfall erfordert eine aufwändigere Aufbereitung als bei getrennt gesammelten Bioabfällen, um den Kläranlagenbetrieb durch eingebrachte Störstoffe nicht zu beeinträchtigen. Das entwickelte Verfahren, das im Pilotmaßstab getestet wurde, sollte ein Co-Substrat erzeugen, das frei von Verunreinigungen ist, d. h. frei von Störstoffen, die Pumpen und Rührwerke beschädigen und Ablagerungen in den Faulbehältern bilden. In einem großtechnischen Versuch sowie in Laborreaktoren wurde die technische Machbarkeit des Einsatzes dieser Fraktion als Co-Substrat auf einer Kläranlage überprüft (Lopes et al. 2022).

2 METHODIK

Das Probenmaterial wurde aus der niederkalorischen Fraktion der MA Ahrental entnommen. Nach entsprechender Trockenaufbereitung (Siebung) erfolgte die Nassaufbereitung mit einem Hydrozyklon, der für diesen Zweck entwickelt und optimiert wurde (Senfter 2018). Dieser Pilotversuch wurde auf der Klaranlage des Abwasserverbandes Zirl und Umgebung durchgeführt. Die Vergärungsversuche (Monovergärung mit Klärschlamm sowie Co-Vergärung mit der organikreichen Fraktion der Niederkalorik) wurden in sechs Edelstahlreaktoren im Labor des Arbeitsbereichs Umwelttechnik der Universität Innsbruck durchgeführt.

Als wesentliche Parameter erfolgte die Bestimmung des biologischen Abbaus, die spezifische Methanproduktion, der Flockungsmittelbedarf und die Entwässerung der anfallenden Faulschlämme. Auch die mikrobielle Gemeinschaft und Diversität in Mono- und Co-Vergärung wurde untersucht.

3 ERGEBNISSE

Die wesentlichen Ergebnisse sind kurz zusammengefasst (Lopes et al. 2021, Lopes et al. 2022):

- Die inerten Partikel, Metalle und Glas > 0,5 mm werden effizient durch den Hydrozyklon abgetrennt.
- Die entstandene Schwerfraktion könnte großteils stofflich verwertet werden (Glasrecycling).
- Die Vergärungsversuche verliefen stabil. Die Monovergärung produzierte im Durchschnitt 44,1 Normliter Biogas pro Linie und Woche. Bei der Co-Vergärung ergab sich eine erhöhte Biogasproduktion von 54,4 Normliter Biogas pro Linie und Woche.
- Die Zugabe der organikreichen Fraktion der Niederkalorik als Co-Substrat hat einen positiven Einfluss auf die Entwässerungseigenschaften und somit einen ökonomisch positiven Einfluss auf die wirtschaftliche Betrachtung einer Abwasserreinigungsanlage.
- Die Zugabe der organikreichen Fraktion hatte einen deutlichen Effekt auf die Zusammenensetzung der beteiligten Bakteriengemeinschaften. Bei den methanogenen Archaea hingegen war Methanosaeta, unabhängig von der Betriebsart, die dominierende Gattung.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die organikreiche Fraktion der Niederkalorik stellt eine vielversprechende Alternativen zu den derzeit verwendeten Co-Substraten (getrennt gesammelte Bioabfälle, Lebensmittelabfälle) dar.
Als wesentliche Kennzahlen für die Planung einer großtechnischen anaeroben Co-Vergärung wurden folgende Parameter ermittelt: spezifischer Anfall an mechanisch entwässertem Klärschlamm (955 kg/t TM Co-Substrat), spezifischer Flockungsmittelbedarf (16,3 kg/t TM Co-Substrat) und der spezifische Methanertrag (206-245 Normliter/kg oTM Co-Substrat).
Erste Untersuchungen zeigten einen möglichen Transfer von Schadstoffen aus der Restmüllfraktion in die Abwasserlinie der Kläranlage. Diese Effekte müssen im Rahmen weiterführender Untersuchungen noch genau geklärt werden.

5 DANKSAGUNG

Die Autor:innen bedanken sich für die Unterstützung bei der Abfallbehandlung Ahrental GmbH, Abwasserverband Zirl und Umgebung, ATM GmbH, IKB AG, Thomas Senfter (MCI Innsbruck) sowie dem Laborteam AB Umwelttechnik, Universität Innsbruck.

LITERATUR

do Carmo Precci Lopes, A., Senfter, T., Ebner, C., Senn, M., Pillei, M., Kraxner, M., Robra, S., Bockreis, A. (2021) Separation of biodegradable material from the low calorific fraction of municipal solid waste. Journal of Cleaner Production 2021 Vol. 280 Pages 124681. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.124681

do Carmo Precci Lopes, A., Ebner, C., Gerke, F., Wehner, M., Robra, S., Hupfauf, S., Bockreis, A. (2022) Residual municipal solid waste as co-substrate at wastewater treatment plants: An assessment of methane yield, dewatering potential and microbial diversity. Science of The Total Environment 2022 Vol. 804 Pages 149936. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149936

Senfter, T. (2018) Kontinuierliche Störstoffabscheidung in der Klärschlamm-Co-Fermentation mittels Zentrifugalabscheider. Dissertation Universität Innsbruck. Austria

Kompostierbarkeit von abbaubaren Kunststoffen

Ch. Zafiu[1], E. Binner[1], & M. Huber-Humer[1]
[1)] Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In der Laborrotteversuchsanlage des ABF-BOKU wurden Rotteversuche mit Bioabfällen und zwei Kunststoffvorsammelhilfen (zertifiziert einmal nach „OK Home“ und einmal nach EN13432) durchgeführt. Durch Monitoring des Rotteprozesses konnte sichergestellt werden, dass die Rottebedingungen jenen einer offenen Mietenkompostierungsanlage entsprachen. Mittels der Untersuchung der Endprodukte auf Mikrokunststoffe konnte festgestellt werden, dass Vorsammelhilfen nach EN13432 zu großen Mengen an Mikrokunststoffen fragmentieren, während jene nach „OK Home“ kaum zu detektieren waren. In einem Feldversuch konnte die Abbaubarkeit der Vorsammelhilfen nach „OK Home“ auch in zwei nach Stand der Technik betriebenen Kompostierungsanlagen nachgewiesen werden, mit dem Ergebnis, dass diese Materialien sich abbauten und kaum zu Mikroplastik fragmentierten.

1 EINLEITUNG

Kunststoffe sind günstige und beständige Materialien, die auf Grund ihrer Eigenschaften in sehr vielen Produkten verwendet werden. Diese günstigen Eigenschaften führten dazu, dass sich Kunststoffe vor allem in kurzlebigen Produkten, wie z.B. als Verpackungen, durchgesetzt haben. Die unsachgemäße Entsorgung von Kunststoffprodukten verursacht Emissionen von Makrokunststoffen, die im Zuge des Verwitterungsprozesses zu sogenanntem sekundären Mikroplastik fragmentiert werden und zu einer starken und unabsehbaren Umweltverschmutzung führen. Als Hauptquelle von sekundärem Mikroplastik wurde die Abfallwirtschaft und innerhalb der Abfallwirtschaft die Kompostierung identifiziert (Bertling et al. 2018). In die Kompostierung gelangen Makrokunststoffe durch Littering (z.B. in Parks, Verunreinigung von Strauchschnitt) oder Fehlwürfe in die Biotonne. Als alternative wurden bereits vor einigen Jahren biologisch abbaubare Kunststoffe entwickelt, die durch Enzyme von natürlich vorkommenden Mikroorganismen schneller abgebaut werden können, als jene Kunststoffe, die auf konventionellen Polymeren basieren, wodurch deren Verweildauer in der Umwelt verkürzt werden soll. Da aber die Abbaubarkeit während der Kompostierung stark von den Prozessbedingungen abhängt besteht die Gefahr, dass die Materialien nicht vollständig mineralisieren und zu Mikrokunststoffe fragmentieren.
Der gegenwärtig vor allem von Herstellern, bevorzugte Entsorgungsweg für Biokunststoffe ist die Biotonne und die darauffolgende Abfallbehandlung per Kompostierung, da während der Kompostierung sehr intensive Prozessbedingungen, wie eine erhöhte Temperatur und eine starke mikrobiologische Aktivität, vorherrschen die einen raschen Abbau begünstigen. Die Materialanforderungen werden anhand von Prüfschemen, die zum Teil in Normen (z.B. die EN13432 für die Kompostierbarkeit) festgelegt sind, geprüft. Die Prüfbedingungen setzen zwar eine vollständige Abbaubarkeit voraus, wobei diese unter Bedingungen stattfindet, die nicht den realen Kompostierungsbedingungen entsprechen. Strengere Prüfungen, wie die „OK Home“ von TÜV Austria, setzen voraus, dass sich Kunststoffe auch bei niedrigeren Temperaturen abbauen.
In diesem Beitrag werden Feld- und Laborversuche zur Kompostierbarkeit von biologisch abbaubaren Kunststoffen, deren Auswirkung auf Rotteprozess und Kompostqualität sowie das Vorhandensein von biologisch abbaubaren Mikrokunststoffen im Endprodukt präsentiert.

2 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

2.1 Versuchsanlage

Insgesamt stehen 12 in einer Klimakammer platzierte Reaktoren zur Verfügung (Binner et al. 2002). Als Rottereaktoren kommen adaptierte Exsikkatoren (7 l Volumen) zum Einsatz. Diese

haben gegenüber undurchsichtigen Behältern den Vorteil, dass Vorgänge wie z.B. die Ausbreitung von Pilzmycelen oder extreme Vernässung/Austrocknung beobachtet werden können und entsprechend interveniert werden kann. Ferner erlauben sie eine einfache Probennahme. Über einen Schlauchanschluss im Bodenbereich erfolgt eine für jeden Reaktor einzeln mittels Durchflussregler einstellbare Belüftung. Die Abluft wird im Deckelbereich erfasst und auf ihre CO_2-Konzentration analysiert. Über eine seitliche Öffnung mit Schraubverschluss kann ein Messfühler zur Erfassung der Rottetemperaturen eingeführt werden.
Die Klimakammertemperatur wird derart gesteuert, dass diese jeweils 0,5 °C bis 1 °C weniger als die Rottetemperatur im „kühlsten" Rottereaktor beträgt, die Temperaturverluste minimiert werden, aber die Rottetemperaturen nicht „künstlich" hochgehalten werden. Durch diese Vorgehensweise kann der natürliche Rotteverlauf einer großtechnischen Kompostanlage (allein beeinflusst durch die beim aeroben Abbau auftretende Selbsterhitzung) im Laborversuch simuliert werden.
Die Zuluft Menge jedes einzelnen Reaktors wird anhand der CO_2-Konzentration der Abluft gesteuert. Je nach gewünschten Rottebedingungen wird der Sollwert für die CO_2-Konzentration gewählt. Immer wenn der Sollwert überschritten wird, wird die Zuluft Menge erhöht, bei Unterschreiten wird sie verringert.

2.2 Versuchsdurchführung Labor

In zwei Laborversuchen wurde jeweils die Kompostierbarkeit von 1 % Zumischungen von Vorsammelhilfen des Typs „OK Home Kompost" und EN13432 aus Österreich (Kreislaufsackerl) und italienischen Vorsammelhilfen, die nur EN13432 zertifiziert waren, untersucht. Dazu wurden die Vorsammelhilfen mit aufbereitetem Rotteausgangsmaterial einer technischen Kompostanlage gemischt und in jeweils 12 Wochen dauernden Kompostierungsversuchen getestet. Um den Einfluss der Vorsammelhilfen auf den Rotteprozess und die Kompostqualität beurteilen zu können, wurde parallel auch eine „Vergleichsmischung" untersucht.
Die Steuerung der Zuluftmengen (zwischen 1,5 und 20 l/kg TM und Stunde) erfolgte anhand der CO_2-Konzentration in der Abluft. Der Sollwert der CO_2-Konzentration betrug in der Anfangsphase der Rotte 10 bis maximal 15 Vol.-%. Im weiteren Rotteverlauf wurde der Sollwert, dem Rottefortschritt angepasst. Die Rottetemperaturen wurden mindestens zweimal täglich gemessen. Die Reaktoren wurden in wöchentlichen bis 14-täglichen Intervallen umgesetzt. Nach 2, 4, 8 und 12 Wochen Rottedauer wurden während des Umsetzens Rottegutproben für physikalisch/chemische Laboranalysen entnommen.

2.3 Bestimmung von Kunststoffpartikeln

Kunststoffpartikelanzahl und Masse aus der Fraktion > 10 mm wurden auf Trockenmasse (TM) der Gesamtprobe bezogen. Jeweils ca. 100 g FM der Kompostproben und der Fraktionen < 10 mm der Proben wurden mittels Nasssiebung (Siebturm AS 200, Retsch) feucht in die Fraktionen 10 – 6,3 mm, 6,3 – 2 mm und 2 – 0,63 mm separiert. Parallel wurde an einer weiteren Probe der jeweiligen Fraktion < 10 mm der Wassergehalt bei 105 °C bestimmt. Während der Siebung wurden die Proben mit Leitungswasser gespült, bis das Waschwasser klar wurde (Dauer ca. 10 – 15 Minuten). Die Fraktionen wurden in Bechergläser überführt und bei 105 °C über Nacht getrocknet, um die TM zu bestimmen. Potenzielle Kunststoffe aus den Fraktionen > 10 mm, 10 – 6,3 mm und 6,3 – 2 mm wurden mit freiem Auge von der Matrix separiert. Potenzielle Kunststoffe aus der Fraktion 2 – 0,63 mm wurden unter einem Stereomikroskop (SZX-ILLD 200, Olympus Optical) getrennt. Biologisch abbaubare Kunststoffe die Anhand des Aufdrucks identifiziert werden konnten wurden direkt den Vorsammelhilfen zugerechnet, während nicht eindeutig erkennbare Kunststoffe anhand ihrer ATR-FTIR (Augmented total reflection – fourier transform infrared; Bruker Alpha) Spektren identifiziert wurden.

2.4 Versuchsdurchführung Feldversuch

In einem weiteren Versuch wurde die Vorsammelhilfen des Typs „Kreislaufsackerl" (OK Home und EN13432) in einem Feldversuch auf ihre Kompostierbarkeit in Anlagen des Stands der Technik zugemischt und untersucht. Für diesen Versuch wurden die Vorsammelhilfen halbiert und dem Rottematerial zugeführt. Insgesamt wurden ca. 7.500 Vorsammelhilfen, einem Teil einer

Zeilenmieten zugefügt, wobei diese Menge einer Vorsammelhilfe pro ca. 1 kg Biomüll entsprach (Abb. 1). Proben wurden unmittelbar nach dem ersten Umsetzvorgang, sowie nach 2, 4, 9 und 12 Wochen entnommen und bei >10 mm gesiebt.

Abb. 1: Zuführung der abbaubaren Vorsammelhilfen in eine Versuchsmiete

3 VERSUCHSERGEBNISSE

3.1 Beurteilung des Rotteprozesses

Die Beurteilung des Rotteprozesses wurde über die regelmäßige Überwachung der Rottetemperaturen und der Kohlendioxidkonzentrationen durchgeführt und konnte belegen, dass der Laborprozess und der Feldversuch jenem in einer nach Stand der Technik der Kompostierung betriebenen technischen Kompostanlage (BMLFUW 2005) entsprach. Der Verlauf der Rottetemperaturen für Rottematerial mit Vorsammelhilfen vom Typ „OK Home zeigte, dass das für eine Hygienisierung erforderliche Zeit/Temperatur-Regime von 55 °C über mehr als 10 Tage eingehalten wurde (BMLFUW 2005). Darüber hinaus zeigte der Vergleich von Versuchen mit Vorsammelhilfe und jenen ohne Vorsammelhilfe, dass der Rotteprozess durch die Vorsammelhilfen sowohl bezüglich Temperatur als auch CO_2, nicht verändert wurde. Auch im Falle der Vorsammelhilfen, die nur EN13432 zertifiziert waren, wurden die Temperaturbedingungen für die Hygienisierung, als auch die durchgehende CO_2 Produktion eingehalten, wodurch der Prozess jenem von Kompostanlagen des Stand der Technik entsprach.
Im Feldversuch zeigte sich, dass trotz der in die Rotte eingebrachten Menge an Vorsammelhilfen des Typs „OK Home“, die Temperaturbedingungen für die Hygienisierung erreicht wurden und aerobe Bedingungen vorherrschten.

3.2 Mikroplastikuntersuchung

Die Mikroplastikanalysen des Laborversuchs wurden jeweils nach 8 und 12 Wochen Rottedauer der im Falle der Vorsammelhilfen die EN13432 zertifiziert waren und nach 12 Wochen für „OK Home“ zertifizierte Vorsammelhilfen durchgeführt. Nach sequenzieller Trockensiebung in den ein-

zelnen Siebfraktionen, händischer Separierung und Bestätigung der Mikrokunststoffpartikel (mittels FTIR) wurde die Anzahl der Kunststoffpartikel aus der Stichprobe (ca. 100 g) auf kg Trockenmasse hochgerechnet. Vorsammelhilfen vom Typ „OK Home“ fragmentieren oder bauten sich größtenteils ab, sodass lediglich 21 Partikel pro kg TM in einer Größe von 2 – 0,63 mm gefunden wurden (Abb. 2). Bei Vorsammelhilfen die nur nach EN13432 („Industrial“) zertifiziert wurden, konnten große Mengen an Partikeln nach acht Wochen in allen Größenbereichen vorgefunden werden. Die Partikelgrößenverteilung verschob sich mit zunehmender Rottedauer von größeren Partikeln zu kleineren. Dabei nahm die Partikelanzahl in der Fraktion >6,3 mm um 92 % und jene in der Fraktion 6,3 – 2 mm um 78 % ab, während die Anzahl an Partikeln in der Fraktion 2 – 0,63 mm auf 183 % anstieg. Diese Verschiebung kann der Fragmentierung der Partikel zugeordnet werden und zeigt deutlich, dass große Mengen an Mikroplastikpartikeln auch nach 12-wöchiger Kompostierung übrigbleiben können. Da diese Partikel kleiner als 2 mm sind würden diese nicht durch die Untersuchungen im Rahmen der Zertifizierung nach EN13432 abgedeckt werden. Die gefundene Menge ist dabei ca. 180-mal höher als an konventionellen Mikrokunststoffen, die in österreichischen Komposten gefunden wurden (Zafiu et al. 2020).

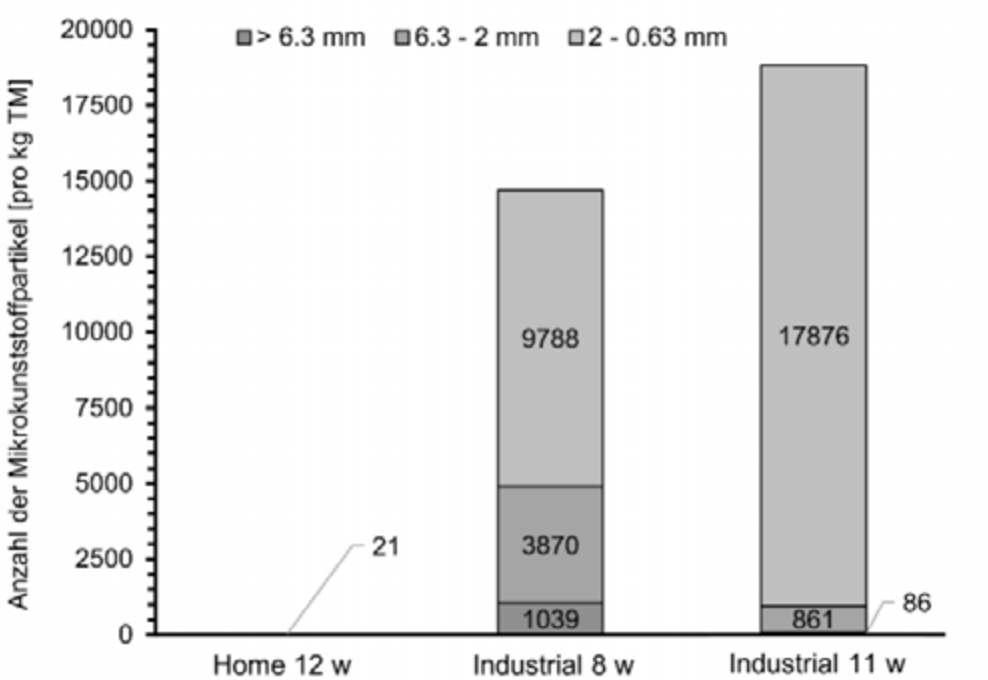


Abb. 2: Anzahl an Mikrokunststoffpartikel von Vorsammelhilfen in Komposten nach 8 und 12 Wochen (w). Der Begriff „Home“ entspricht Vorsammelhilfen „OK Home“ und „Industrial“ entspricht Vorsammelhilfen die nur EN13432 zertifiziert wurden. Die farblichen Balken zeigen Kunststoffpartikel > 6,3 mm (orange), 6,3 – 2 mm (grau) und 2 – 0,63 mm (gelb) groß sind

Im Feldversuch wurde das Abbauverhalten von Vorsammelhilfen des Typs „OK Home“ untersucht, wobei große Fragmente > 10 mm bereits bei der dritten Probenahme (31 Tage) nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Im Bereich 10 – 0,63 mm wurden keine Fragmente nachgewiesen. Die Diskrepanz zu den Ergebnissen aus dem Laborversuch (21 Partikel nach 12 Wochen) kann aus der Art der Umsetzvorgänge resultieren, die in Feldversuchen häufiger (arbeitstäglich) und maschinell durchgeführt wurden, wodurch eine stärkere Fragmentierung von kompostierbaren Vorsammelhilfen erwartet werden kann.

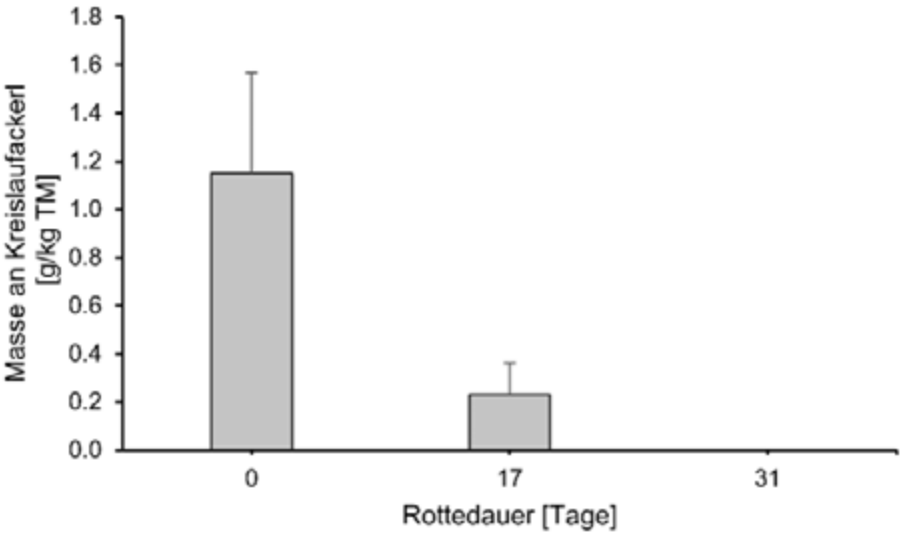


Abb. 3: Masse an Fragmenten > 10 mm von Vorsammelhilfen des Typs „OK Home“ aus dem Feldversuch

4 ZUSAMMENFASSUNG

In dieser Studie wurde die Kompostierbarkeit von zwei Vorsammelhilfen untersucht, die nach unterschiedlichen Prüfverfahren zertifiziert wurden. In Laboruntersuchungen zeigte sich, dass Vorsammelhilfen des Typs „OK Home“ nach zwölf Wochen zu wenigen Fragmenten < 2 mm zerfallen, während Vorsammelhilfen, die nur nach EN13432 zertifiziert wurden in bis zu 18.000 Partikel pro kg Trockenmasse fragmentierten. Der größte Teil (95 %) dieser Partikel zerfiel in 12 Wochen auf Größen < 2 mm, der während der Prüfung nach der EN13432 nicht untersucht bzw. beurteilt wird. Die Anzahl an Partikel liegt auch ca. 180x höher als jene die durchschnittlich in Komposten gefunden wird. Da die Vorsammelhilfen nach EN13432 auch auf vollständige Mineralisierung geprüft werden ist davon auszugehen, dass ein vollständiger biologischer Abbau dieser Partikel auch nach der Kompostierung möglich ist, wobei die Prüftemperatur bei 58°C liegt und der Abbau innerhalb von 6 Monaten geschehen kann. Da nach dem Rotteprozess die allgemeine Aktivität von Mikroorganismen reduziert ist, kann nicht bewertet werden, wie lange Fragmente von kompostierbaren Kunststoffen noch im Boden verweilen können.
Im Feldversuch wurden Vorsammelhilfen des Typs „OK Home“ in eine Versuchsmiete eingebracht. Die Untersuchung ergab, dass das Material sich sehr rasch abbaute bzw. das kaum Partikel unterhalb der kleinsten untersuchten Größe von 0,63 mm vorgefunden werden konnten.
Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass EN13432 zertifizierte Kunststoffe zu Mikrokunststoffen im Kompost führen können, die dann in die Landwirtschaft gelangen können. Um die Entstehung von Mikrokunststoff zu reduzieren, empfiehlt es sich Kunststoffe, die beabsichtigt (Vorsammelhilfen) oder unbeabsichtigt in den Bioabfall gelangen können nach „OK Home“ zu prüfen und zuzulassen.

5 DANKSAGUNG

Die vorgestellten Ergebnisse stammen aus einer von den Ländern NÖ, OÖ und der Stadt Wien beauftragten/finanzierten Studie. Weitere Daten stammen aus der Diplomarbeit von Dipl.-Ing. Antonia Dimas und der Erasmusstudentin Alexa Mariella Lopez-Diaz, MSc.

LITERATUR

Bertling, J., Bertling, R., & Hamann, L. (2018) Kunststoffe in der Umwelt: Mikro-und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheit-und Enegietechnik UMSICHT (Hrsg.), Oberhausen. 10.2903/j.efsa.2016.4501.

Binner, E., Grassinger, D., Huber-Humer, M. (2002) Composting Conditions Preventing the Development of Odorous Compounds. *Microbiologiy and Composting* (S. 551-560). Wien: Springer Verlag Wien New York.

BMLFUW (2005) *Stand der Technik der Kompostierung, Richtlinie des Bundesministeriumg für Land- und Forstirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft* (Bd. MusterBAND). Wien, MusterLAND.

Zafiu, C., Binner, E., Hirsch, C., Vay, B., Huber-Humer, M. (2020) Makro- und Mikrokunststoffe in österreichischen Komposten. *Österr. Wasser- und Abfallw.*, S. 410-420.

Der DeSort-Prozess: Ein neuentwickelter Aufbereitungsprozess zur technisch und wirtschaftlich optimierten Störstoffentfrachtung in Kompostieranlagen

G. Weingrill[1], J. Adam[2], M. Brechlmacher[2], M. Wellacher[3] & R. Ellersdorfer[1]
[1)] Binder+Co AG, Gleisdorf, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[3)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Produktion von qualitativ hochwertigem Kompost aus störstoffbelasteten biogenen Abfällen stellt Kompostanalgenbetreiber vor zunehmend größeren Herausforderungen. Da mit den nach dem derzeitigen Stand der Technik eingesetzten Technologien zur Kompostaufbereitung häufig keine ausreichende Störstoffabscheidung möglich ist, wurde im Zuge des FFG-Projektes DeSort ein Alternativverfahren mit sensorgestützter Sortiertechnik für eine verbesserte Kompostaufbereitung hinsichtlich Qualität und Quantität untersucht.

1 EINLEITUNG

Der aus biogenen Abfällen produzierte Kompost leistet als hochwertiger Dünger und Nährstofflieferant für Böden einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz und zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft. Die Verwertung störstoffbelasteter Quellmaterialien (insbesondere Abfälle aus Biotonnen) stellt Kompostanlagenbetreiber jedoch vor zunehmend größere Herausforderungen.
Dabei gilt es den Markt-, Kunden- und rechtlichen Anforderungen an ein qualitativ hochwertiges Produkt gerecht zu werden. In biogenen Abfällen und im Kompost sind Kunststoffe der dominierende Anteil der Störstoffe. Mit der derzeitig nach dem Stand der Technik eingesetzten Technologie ist häufig keine zufriedenstellende Störstoffabscheidung mehr möglich. Die Standardtechnologie beinhaltet die Siebung des Kompostes bei 10 mm sowie die Magnetscheidung und Windsichtung des Überkorns. Im Zuge des FFG-Projektes DeSort - Grundlagen für die automatische Erkennung und die sensorgestützte Sortierung von Kunststoffen in biogenen Materialien - wurde ein neues Verfahrenskonzept, bestehend aus Siebung bei 25 mm, Windsichtung und sensorgestützter Sortierung erprobt. Das übergeordnete Ziel ist die Entwicklung eines neuen Kompostaufbereitungsverfahrens, um einerseits die Qualitäten hinsichtlich Kunststoffkontaminationen einhalten zu können, andererseits die unter den oben beschriebenen Voraussetzungen notwendigen Rücklaufströme zu minimieren und die Kompostausbeute zu maximieren. Bisherige Kalkulationen zeigen, dass lediglich Kompostieranlagen mit einer Behandlungskapazität von größer als 20.000 t/a wirtschaftlich für eine Investition in eine optische Sortierung von Störstoffen, insbesondere Kunststoffe, in Frage kommen. Erste Marktrecherchen in Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro Wellacher und dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft zeigen in der DACH-Region (Deutschland, Österreich, Schweiz) ein Potenzial von rd. 330 Anlagen.

2 METHODIK UND DURCHFÜHRUNG

2.1 Ausgangssituation und Materialherkunft

Um den neu entwickelten Verfahrensablauf beurteilen zu können, wurden großtechnische Versuche anhand zweier Kompostchargen unterschiedlicher Herkunft (Miete A und Miete B) am Standort der Kompostieranlage von Poschacher Kompost in Kraubath an der Mur sowie im Technikum der Binder+Co AG in Gleisdorf durchgeführt.

Bei Miete A handelt es sich um gesammelten biogenen Abfall der Stadt Graz, geliefert von der Servus Abfall Dienstleistungsges.m.b.H. Nach der ersten Störstoffentfrachtung mittels Handklaubung durch Anlagenmitarbeiter wurde die Miete mit Baum- und Strauchschnitt zur Versuchsmiete aufgesetzt.

Die zweite Probe (Miete B) wurde vom Abfallwirtschaftsverband Mürzverband bezogen. Neben Biotonnenmaterial, Baum- und Strauchschnitt wurden hier auch u.a. Mähgut, Laub, Erde und Tonmehl sowie Rückläufe aus älteren Kompostierungen zur Verrottung gebracht.

Etablierte Aufbereitungsverfahren in der Kompostproduktion wie Siebung, Windsichtung und Magnetscheidung waren vor allem darauf ausgelegt, die Störstoffe wie Folienkunststoffe und metallische Bestandteile abzutrennen. In den gegenständigen Untersuchungen wurde das Repertoire durch den Einsatz hochmodernen sensorgestützter Sortiermaschinen auf Basis visueller Spektroskopie (VIS) erweitert, wie im folgenden Kapitel beschrieben ist.

2.2 Verfahrensübersicht und -vergleich: Stand-der-Technik mit dem neuen DeSort-Verfahren

In Abb.1 ist das konventionelle Verfahren nach dem Stand der Technik zur Kompostaufbereitung dargestellt. Zuerst erfährt der Kompost eine Handklaubung, bei der besonders große und sperrige Teile entfernt werden. Der so gereinigte Kompost wird üblicherweise bei etwa 80 mm abgesiebt. Der Siebüberlauf wird meist weiter manuell nachgereinigt, wobei Störstoffe ausgeschieden werden und der Siebrest u.U. wieder dem Rotteprozess zugeführt wird.

Der Siebunterlauf (< 80 mm), wird nach dem Kompostierungsprozess bei 10 mm gesiebt. Beim Unterlauf handelt es sich bereits um Fertigkompost. Die Fraktion 10 – 80 wird per Windsichter von den Leichtstoffen (hauptsächlich Kunststofffolien) entfrachtet. Die Schwerfraktion wird von magnetische Metallteilen befreit, wodurch wiederum Siebrest entsteht.

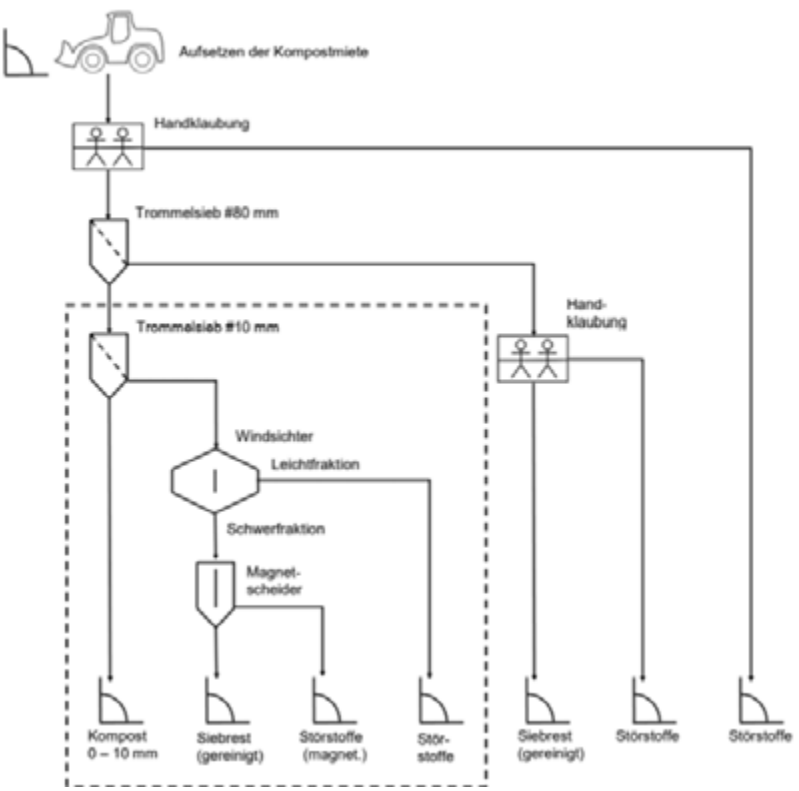


Abb. 1: Stand der Technik Verfahren

Im neu untersuchten DeSort-Verfahren (Abb. 2) wird hingegen der Siebunterlauf (< 80 mm) nach der Kompostierung im ersten Schritt bei 25 mm großtechnisch per Trommelsieb und anschließend bei 8 mm per Spannwellensieb im Labor abgesiebt.
Während es sich bei der Fraktion < 8 mm bereits um fertigen Kompost handelt, wird die Fraktion 8-25 mm weiter gereinigt. Zuerst werden per Windsichtung die unerwünschten Leichtstoffe wie Kunststofffolien entfernt. Danach werden die verbliebenen Reststoffe wie 3D-Kunststoffe, Metalle und helle Steine per sensorgestützter Sortierung auf VIS-Basis ausgeschieden. Bei der Durchlauffraktion (8-25mm) handelt es sich ebenfalls um ein fertiges Kompostprodukt.

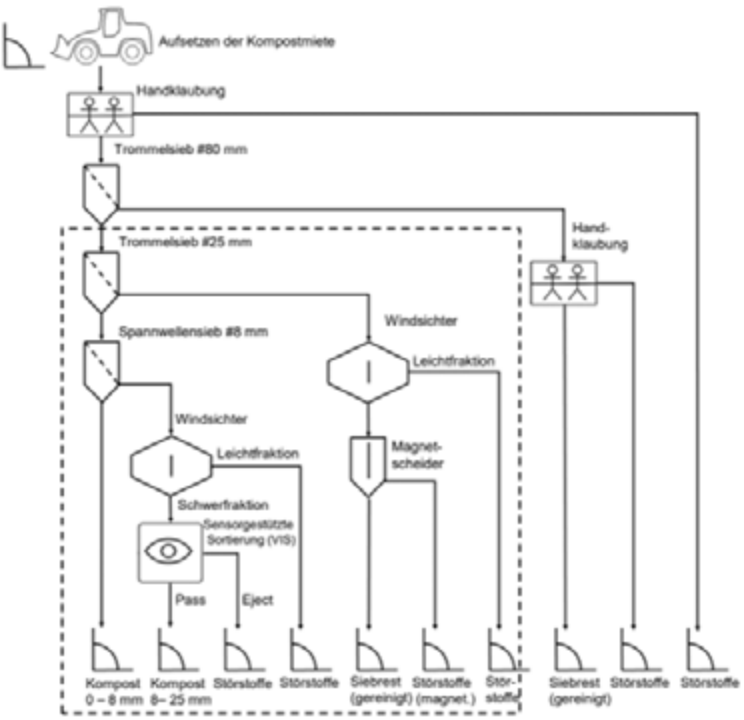


Abb. 2: DeSort-Verfahren

2.3. Eingesetzte Einzelaggregate im simulierten DeSort-Verfahren

Die Effektivität und Effizienz des Gesamtverfahrens hängt neben der optimierten Verfahrensverschaltung von den Einzelaggregaten ab. Im Wesentlichen besteht das Gesamtverfahren aus den Einzelprozessen Trommelsiebung, Windsichtung, Magnetscheidung, Spannwellensiebung, Sichtung und sensorgestützter Sortierung, wobei für die direkte, lineare Kompostproduktlinie (Produkt 0-8 mm und 8-25 mm) die Magnetscheidung nicht eingesetzt wird.

Für die Siebung werden häufig Trommelsiebvarianten eingesetzt, welche vor allem im Grobkornbereich effizient arbeiten. Tendenziell kann gesagt werden, dass je feiner und feuchter das Siebgut ist, desto siebschwieriger wird es. Bei besonders schwierigen Fraktionen bietet es sich auch an Spannwellensiebe einzusetzen (Abb. 3). Diese können kombinierten werden, wodurch es möglich ist, mehrere Siebschnitte auf einer Maschine durchzuführen. Als Beispiel sei hier ein Kreisschwinger in Tripple-Deckerausführung angeführt, der die Siebschnitte 80 mm, 25 mm und 8 mm mit einer einzigen Maschine abdeckt. Während für den gröberen Siebschnitt (80 mm) meist ein 3D-Deck zum Einsatz kommt, empfiehlt es sich die feineren Siebschnitte (25 mm und 8 mm) per Spannwellen durchzuführen, um ein Verlegen der Siebflächen zu verhindern.

Für die Sichtung kam der Laborsichter Bauart ‚Breezer' der Fa. Binder+Co zum Einsatz, welcher per Beschleunigungsband beschickt wurde.

Für die sensorgestützte Sortierung auf VIS-Basis kam, wenn man die maschinenbauliche Ausführung betrachtet, ein CLARITY-Bandsortierer zum Einsatz, da das Material nicht die für den Rutschensortierer notwendigen Rutscheigenschaften aufwies. Zur Objekterkennung und -klassifizierung wurde als Sensor eine Zeilenkamera eingesetzt, welche im sichtbaren Lichtbereich arbeitet. Diese erkennt feinste Farbunterschiede, wodurch Fremdstoffe vom Kompost unterschieden werden können. Der Austrag geschieht wie üblich über elektronisch geschaltete pneumatische Luftstöße.

Abb. 3: Eingesetzte Maschinen: Spannwellen-Siebmaschine BIVITEC und sensorgestützter Sortierer auf VIS-Basis CLARITY

2.4 Versuchsergebnisse für Windsichtung und sensorgestützten Sortierer

Im Folgenden soll auf die Ergebnisse der Sortierschritte Sichtung und sensorgestützte Sortierung eingegangen werden.

In Abb.4 sind die Sortierergebnisse des Windsichters und des sensorgestützten Sortierers in Verfahrensstromrichtung dargestellt. Es wird in Kornklassen und Folienkunststoffe (‚A' und ‚C') und Hartkunststoffe (‚B' und ‚D') unterschieden, um besser auf die jeweiligen Trenncharakteristiken der Einzelaggregate für die beiden Kunststoffsorten eingehen zu können.

Beim Windsichter liegt das Inhaltsausbringen (~'Abscheideraten') für das Kompostmaterial von Miete A im Mittel bei ca. 56 % und weist eine Standardabweichung von ca. 4,2 % auf. Für das Material von Miete B liegt das Inhaltsausbringen im Mittel bei etwa 24 % und einer Standardabweichung von 3,9 %.
Für Hartkunststoffe liegt das Inhaltsausbringen am Windsichter für sämtliche Fraktionen unter 5,5 % bei sehr niedrigen Standardabweichungen (Brechlmacher 2020).

Beim sensorgestützten Sortierer liegt das Inhaltausbringen an Folienkunststoffe im Mittel je nach Fraktion bei ca. 56 % (Miete A) bzw. 25 % (Miete B). Die Standardabweichungen lagen mit ca. 7,9 % und 18,6 % um einiges höher. Für die Hartkunststoffe hingegen lag das mittlere Inhaltsausbringen bei ca. 67 % bzw. 60 %, wobei für die Korngröße > 20 mm teilweise bis 95 % abgeschieden werden konnten. Auch hier weist die Standardabweichung innerhalb der Kornklasse mit 10,7 % bzw. 23,2 % höhere Werte auf (Brechlmacher 2020).

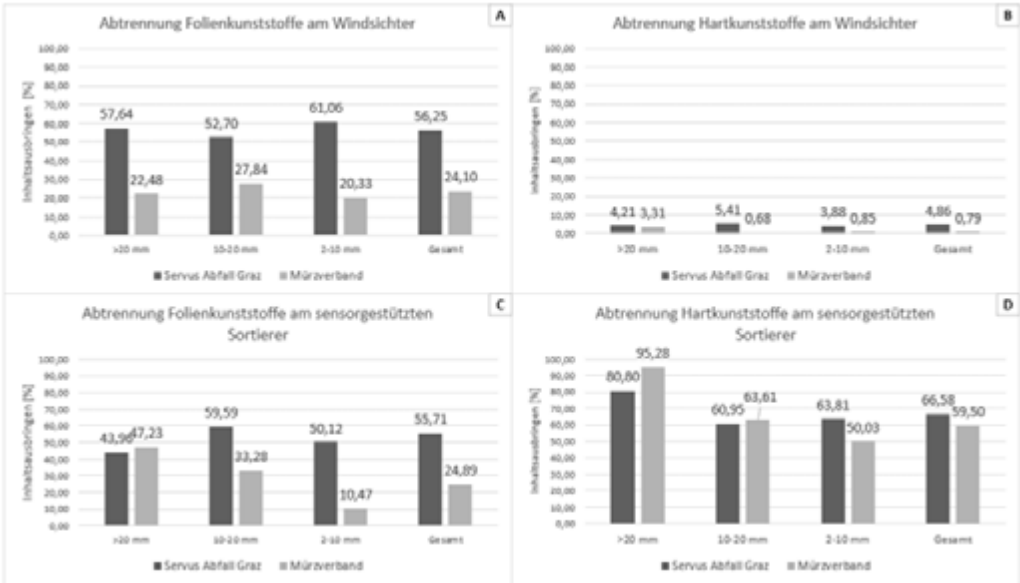


Abb. 4: Sortierergebnisse von Folien- (‚A'+‚C') und Hartkunstsoffen (‚B'+‚D') an den Aggregaten Windsichter und sensorgestützter Sortierer. Im Allgemeinen kann festgestellt werden, dass die Störstoffe über die im DeSort-Prozess eingesetzten Sortierapparate (Windsichtung, sensorgestützte Sortierung) bei der Miete A effizienter abgeschieden werden konnten als bei Miete B (Brechlmacher 2020)

2.5 Versuchsergebnisse für Gesamtverfahren

In Abb. 5 sind die Ergebnisse des simulierten Gesamtverfahrens über die Qualitäten (‚A'+'B'+'C') der Produkte sowie die Kompostausbeute (Massenausbringen) (‚D') dargestellt. Die Qualitäten werden auch hier kornklassenspezifisch und differenziert in Folienkunststoffe und Hartkunststoffe eingeteilt.

Wichtig ist vor allem der Gehalt an Gesamtkunststoff im Fertigprodukt und die Kompostausbeute des Stand-der-Technik-Verfahrens (0-10 mm) sowie im Vergleich zum neuen DeSort-Verfahren (0-25 mm). Es zeigt sich, dass die Qualitäten annähernd gleich sind und sich der Gehalt an Gesamtkunststoffen im Bereich 0,05 % bis 0,08 % bewegt. Die Kompostausbeute liegt beim neuartigen DeSort-Prozess mit 78,40 % für *Miete A* bzw. mit 87,38 % für Miete B im Vergleich zum Stand-der-Technik-Verfahren mit 63,00 % bzw. 62,44 % um einiges höher (Brechlmacher 2020).

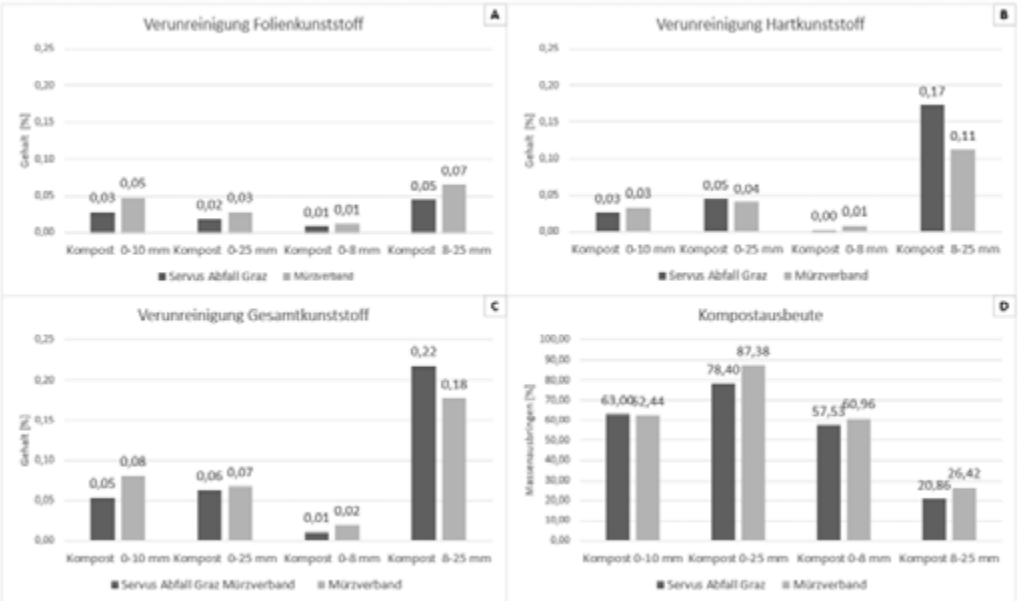


Abb. 5: Qualitäten der Produkte und Kompostausbeute (Brechlmacher 2020)

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die durchgeführten Untersuchungen mit einem neuartigen Verfahren zur Kompostaufbereitung zeigen, dass die Erzeugung von Qualitätskompost bei hohen Verunreinigungen mit zusätzlicher Sortiertechnologie (VIS) bei der Nachbehandlung sehr aussichtsreich erscheint. Bei dem alternativen Verfahren ist eine Steigerung der Kompostausbeute, um durchschnittlich 32 % zu erwarten. Das Inhaltsausbringen bei Folienkunststoffe durch die sensorgestützte Sortierung liegt im Mittel je nach Fraktion bei 56 % bzw. 25 % und bei Hartkunststoffen bei ca. 67 % bzw. 60 %.
Zusammenfassend ergeben sich folgende Vorteile und Nutzen für den Anwender durch die Erweiterung einer Kompostieranlage mit der Technologie der sensorgestützten Sortierung.
1. Es wird sauberer Kompost produziert. 2. Es wird mehr Kompost produziert. 3. Die Emission von Kunststoffen in die Umwelt und damit auch von Mikroplastik über die Ausbringung von Kompost wird verringert. 4. Der Siebrest wird sauberer, wodurch auch weniger Störstoffe im System der Anlage verbleiben. 5. Es wird weniger Siebrest produziert, der vermiedene Teil muss daher nicht im Kreis geführt werden und belastet die Anlagefläche somit nicht mehr. Die Flächenbelastung der Anlage sinkt und sie kann mehr Input verarbeiten oder dieselbe Inputmenge länger kompostieren. 6. Farbkameras für die visuelle Detektion sind kostengünstiger als Nahinfrarot-Kameras, weshalb die Sortiertechnologie insgesamt einen geringeren investiven Aufwand bedeutet.

Zukünftiger Forschungsbedarf umfasst den Vergleich hinsichtlich Sortiereffizienz zwischen der NIR- und VIS-Technologie für die Reinigung von störstoffbelastetem Kompost. Dieser soll anhand mehreren praktischen Versuchsreihen durchgeführt werden.

LITERATUR

Brechlmacher, M. (2020) Untersuchung des Einsatzes sensorgestützter Sortierung in der Störstoffentfrachtung bei Komposten. Masterarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben

Untersuchungen zur Hygienisierung von Fäkalien durch Kompostierung

E. Binner[1], P. Behnisch[2], Ch. Zafiu[1] & M. Huber-Humer[1]
[1)] Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
[2)] BioDetection Systems, Amsterdam, Niederlande

KURZFASSUNG: In der Laborrotteversuchsanlage des ABF-BOKU (diese erlaubt das Simulieren von Rotteprozessen großtechnischer Kompostanlagen) wurden Rotteversuche mit Bioabfällen ohne und mit 36 % FM Fäkalienzumischung durchgeführt. Durch intensives Monitoring (Rottetemperaturen, CO_2-Gehalt der Abluft, Rotteparameter) konnte sichergestellt werden, dass die Rottebedingungen tatsächlich jenen einer offenen Mietenkompostierungsanlage entsprachen. Mittels der Untersuchungen von Leitkeimen (Fäkalcoliforme und E. coli, thermotolerante Fäkacoliforme und E. coli, Enterokokken und Salmonellen) konnte nachgewiesen werden, dass in nach Stand der Technik betriebenen Kompostierungsanlagen Krankheitserreger abgetötet werden. Des Weiteren zeigten CALUX-Wirkungstests (untersucht wurden 10 Wirkungskategorien), dass auch die negativen Auswirkungen von zelltoxischen, gentoxischen, oxidativen Stressoren und endokrinen Substanzen eliminiert werden.

1 EINLEITUNG

Bei fehlendem Kanalanschluss (dünn besiedelte Gebiete, Baustellen, Events etc.) stellen Trockentoiletten eine nachhaltige Alternative (Anand 2013) zu „chemischen" Toiletten dar. Probleme macht jedoch derzeit der Umstand, dass während des Betriebes der Toiletten Sägespäne an Stelle von üblicherweise verwendeten Chemikalien zur Geruchsstoffbindung eingesetzt werden. Damit scheidet eine Entsorgung der Fäkalien in Kläranlagen aus.
Einen möglichen Verwertungsweg bietet die technische Kompostierung. Einer Verwertung von Fäkalien in technischen Kompostierungsanlagen in Österreich steht jedoch die derzeitige gesetzliche Lage entgegen. Fäkalien sind nicht in der Positivliste der zulässigen Ausgangsmaterialien der Kompostverordnung 2001 (BGBl II Nr. 292 2001) enthalten, und dürfen daher in Kompostanlagen nicht mitverarbeitet werden. Grund dafür sind Hygienebedenken. Eine weitere offene Frage betrifft endokrine Substanzen (wie Plastikadditive-, Cosmetica-, Medikamenten-, Hormon- und Suchtmittelreste). Derzeit ist nicht bekannt ob bzw. wieweit diese bei der technischen Kompostierung abgebaut werden.
Die am ABF-BOKU vorhandene Laborrotteversuchsanlage (in dieser können die Rottebedingungen von nach dem Stand der Technik betriebenen Kompostierungsanlagen simuliert werden) wurde für die Beantwortung folgender Fragen eingesetzt:

- Kann im Rahmen der technischen Kompostierung eine ausreichende Hygienisierung der Trockentoiletteninhalte garantiert werden?
- Werden endokrine Substanzen während des Rotteprozesses abgebaut/unschädlich gemacht?

2 EXPERIMENTELLES DESIGN UND VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

2.1 Versuchsanlage

Insgesamt stehen zwölf in einer Klimakammer platzierte Reaktoren zur Verfügung (Binner et al. 2002). Als Rottereaktoren kommen adaptierte Exsikkatoren (7 l Volumen) zum Einsatz (Abb. 1). Diese haben gegenüber undurchsichtigen Behältern den Vorteil, dass Vorgänge wie z.B. die Ausbreitung von Pilzmycelen oder extreme Vernässung/Austrocknung beobachtet werden können. Ferner erlauben sie eine einfache Probennahme. Über einen Schlauchanschluss im Bodenbereich erfolgt eine für jeden Reaktor einzeln mittels Durchflussreglers einstellbare Belüftung. Die

Abluft wird im Deckelbereich erfasst und auf ihre CO_2-Konzentration analysiert. Über eine seitliche Öffnung mit Schraubverschluss kann ein Messfühler zur Erfassung der Rottetemperaturen eingeführt werden.
Die Klimakammertemperatur wird derart gesteuert, dass diese jeweils 0,5 °C bis 1 °C weniger als die Rottetemperatur im „kühlsten" Rottereaktor beträgt (durch die Klimakammer sollen Temperaturverluste minimiert, keinesfalls jedoch die Rottetemperaturen „künstlich" hochgehalten werden). Durch diese Vorgehensweise kann der natürliche Rotteverlauf einer großtechnischen Kompostanlage (alleine beeinflusst durch die beim aeroben Abbau auftretende Selbsterhitzung) im Laborversuch simuliert werden.
Die Zuluftmenge jedes einzelnen Reaktors wird an Hand der CO_2-Konzentration der Abluft gesteuert. Je nach gewünschten Rottebedingungen wird der Sollwert für die CO_2-Konzentration gewählt. Immer wenn der Sollwert überschritten wird, wird die Zuluftmenge erhöht, bei Unterschreiten wird sie verringert.

2.2 Versuchsdurchführung

Insgesamt wurden zwei verschiedene Inputmaterialien (einmal Fäkalien/Sägespäne unbehandelt, einmal Fäkalien/Sägespäne „vorhygienisiert" mit Anolyte) untersucht. Dazu wurden diese mit aufbereitetem Rotteausgangsmaterial einer technischen Kompostanlage gemischt (Rotteausgangsmaterial : Fäkalien = 1 : 0,56; das entspricht einem sich an der Praxis orientierenden Fäkalienanteil im Rotteausgangsmaterial von ca. 36 % FM) und in jeweils 12 Wochen dauernden Kompostierungsversuchen getestet. Um den Einfluss der Fäkalien auf den Rotteprozess und die Kompostqualität beurteilen zu können, wurde auch eine „Vergleichsmischung" untersucht (Rotteausgangsmaterial ohne Zumischung von Fäkalien).

Abb. 1: Anordnung der Versuchsreaktoren in der Klimakammer

Die Steuerung der Zuluftmengen (zwischen 1,5 und 20 l/kg TM und Stunde) erfolgte an Hand der CO_2-Konzentration in der Abluft. Der Sollwert der CO_2-Konzentration betrug in der Anfangsphase der Rotte 10 bis maximal 15 Vol.-%. Im weiteren Rotteverlauf wurde der Sollwert, dem Rottefortschritt angepasst, verringert. Die Rottetemperaturen wurden mindestens zweimal täglich gemessen. Die Reaktoren wurden in wöchentlichen bis 14-täglichen Intervallen umgesetzt. Nach 2, 4, 8 und 12 Wochen Rottedauer wurden während des Umsetzens Rottegutproben für physikalisch/chemische Laboranalysen entnommen.

Ausgangsproben, aus den Reaktoren entnommene Proben und Endproben (nach 12 Wochen Rottedauer) wurden auf Rotteparameter (WG, pH-Wert, Leitfähigkeit, N_{ges} TOC, GV, Atmungsaktivität (AT_4) und FTIR-Analyse), Hygieneparameter (Fäkalcoliforme und E. coli, thermotolerante Fäkalcoliforme und E. coli, Enterokokken und Salmonellen) getestet. Endproben wurden zusätzlich hinsichtlich Pflanzenverträglichkeit (Kressetest) und endokrine Substanzen (CALUX-Tests) untersucht.

3 VERSUCHSERGEBNISSE

3.1 Beurteilung des Rotteprozesses

An Hand der erfassten Rotteparameter (Rottetemperaturen, Kohlendioxidkonzentrationen und Analysendaten der Feststoffproben) konnte belegt werden, dass der Laborprozess jenem in einer nach Stand der Technik der Kompostierung betriebenen technischen Kompostanlage (BMLFUW 2005) entsprach.
In den folgenden Abbildungen ist der Vergleichsansatz (ohne Fäkalien) strichpunktiert/blau dargestellt. Die beiden Ansätze mit Fäkalienzumischung sind durchgehend/pink (vorbehandelt mit Anolyte) bzw. punktiert/rot (nicht vorbehandelt) gekennzeichnet. Ein Einfluss der Fäkalienzumischung auf den Rotteprozess konnte bei keinem der gemessenen/analysierten Parameter festgestellt werden.
Der Wassergehalt (ohne Abb.) lag während des gesamten Rotteprozesses in einem für den aeroben biologischen Abbau günstigen Bereich. Es ist keine Versäuerung des Rottegutes aufgetreten. Die pH-Werte (ohne Abb.) stiegen von ca. 6,0 im Rotteausgangsmaterial bis zum ersten Umsetzen nach 2 Wochen in den schwach alkalischen Bereich (> 7,5). Die Atmungsaktivitätswerte belegen eine gute Stabilisierung des Rotteegutes (Abb. 2). Die Fäkalienzumischung bewirkt eine geringfügig höhere Atmungsaktivität im Ausgangsmaterial, nach 14 Tage Rottedauer sind nur noch minimale Unterschiede bei den drei Varianten feststellbar.

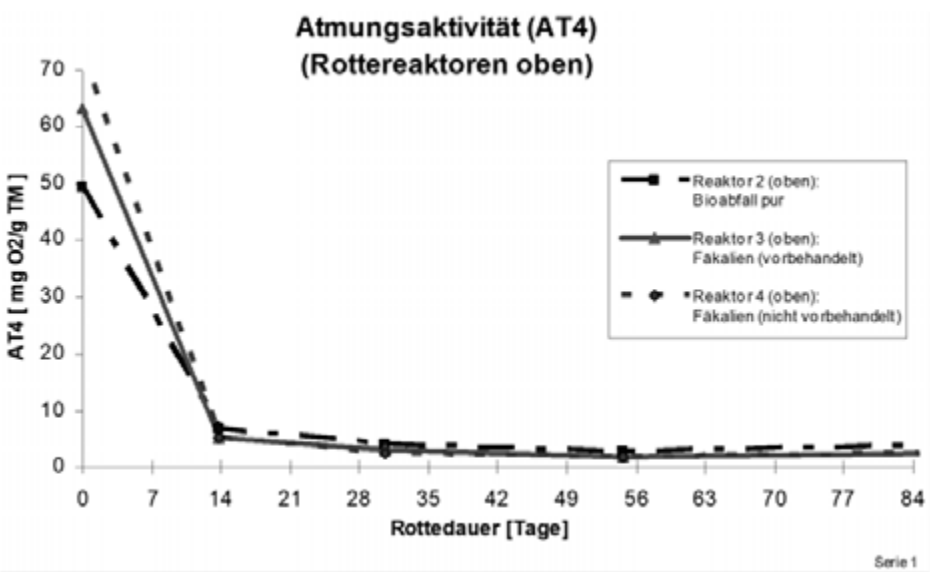


Abb. 2: Verlauf der Atmungsaktivität (AT_4) in den 3 Varianten

Der Verlauf der Rottetemperaturen (Abb. 3) zeigt, dass bei allen drei Varianten das für eine Hygienisierung erforderliche Zeit/Temperatur-Regime von 55 °C über mehr als 10 Tage eingehalten wurde (BMLFUW 2005). Kohlendioxidkonzentrationen von 10 Vol.-% wurden nur während der ersten Phase der Intensivrotte bzw. kurzfristig nach Umsetzvorgängen überschritten (Abb. 4), das

heißt, eine ausreichende Sauerstoffversorgung war somit über den gesamten Rotteverlauf gegeben. Der Kohlenstoffabbau (berechnet über das freigesetzte Kohlendioxid) innerhalb der 12 wöchigen Rottedauer betrug 69 bzw. 74 % des Inputkohlenstoffgehaltes (Abb. 5).

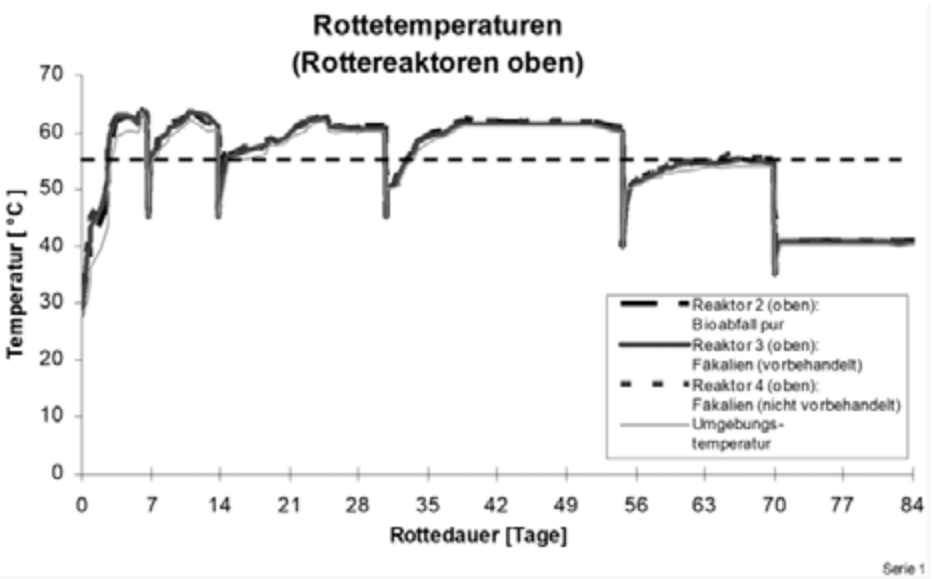


Abb. 3: Verlauf der Rottetemperaturen in den 3 Varianten – der periodische Temperaturrückgang ist durch das Umsetzen bedingt. Die horizontale Linie bei 55 °C zeigt die erforderliche Mindesttemperatur, die für eine gesicherte Hygienisierung mindestens 10 Tage lang überschritten werden muss

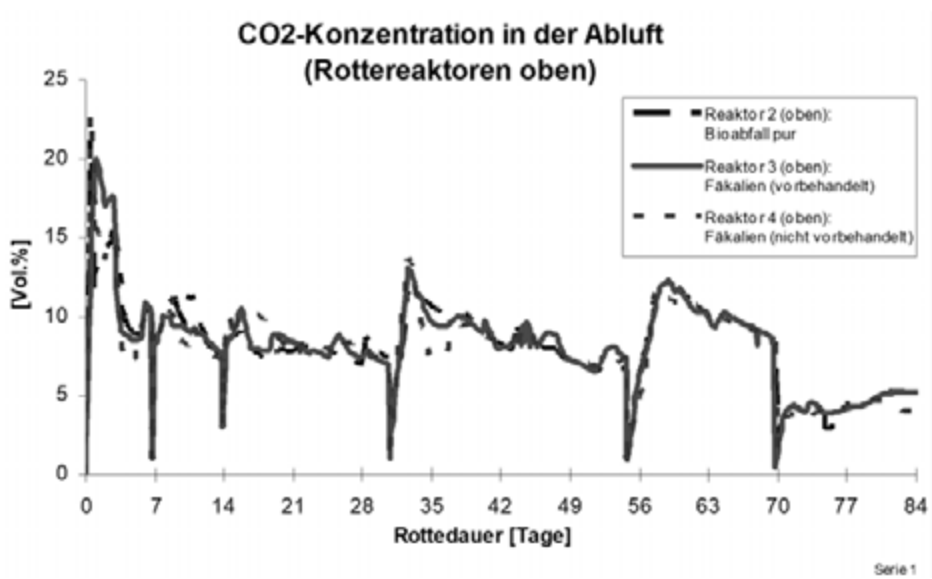


Abb. 4: Verlauf der Kohlendioxidkonzentrationen [Vol.-%] in der Abluft der 3 Varianten – der periodische Rückgang ist durch das Umsetzen bedingt

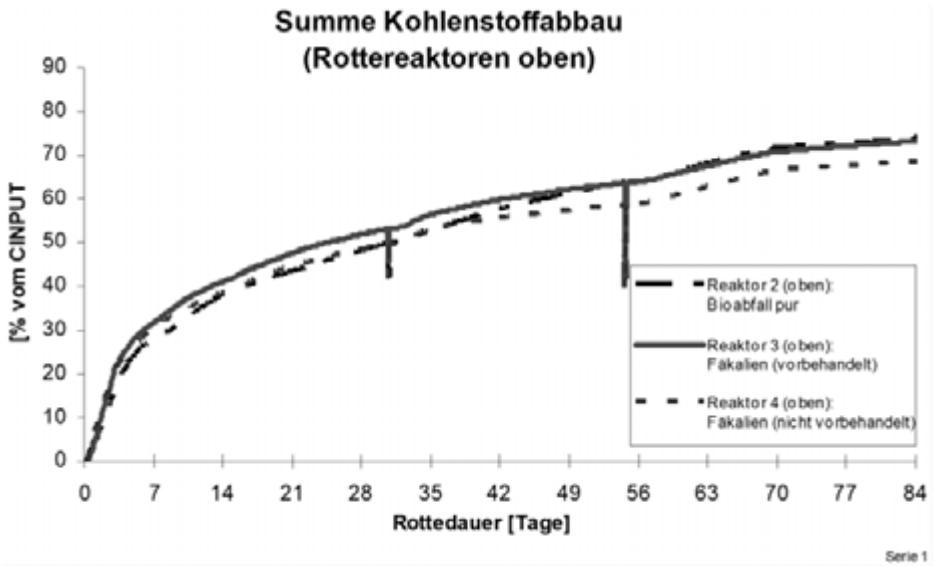


Abb. 5: Kohlenstoffabbau [% von C_{Input}] in den 3 Varianten – die vertikalen Striche nach 4 bzw. 8 Wochen Rottedauer markieren die Zeitpunkte von „Reaktorzusammenlegungen“

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der Pflanzenverträglichkeitstests (Testpflanze Kresse). Es konnten keinerlei Hemmeffekte auf Keimung und Pflanzenwachstum festgestellt werden. Alle hergestellten Komposte erfüllen die Anforderungen der österreichischen Kompostverordnung (BGBl II Nr. 292 2001). Wegen des höheren Stickstoffgehaltes zeigen die Fäkalienkomposte sogar höhere Pflanzenfrischmasseerträge als der Kompost der Vergleichsvariante.

Tab. 1: Ergebnisse der Pflanzenverträglichkeitstests der Komposte

Parameter	Dimension	ohne Fäkalien	Fäkalien vorbehandelt	Fäkalien nicht vorbehandelt	Anforderung Kompostverordnung[1)]
15 % Substratzumischung					
Keimverzögerung	Tage	0	0	0	0
Keimrate	% Vgl.	100	100	100	>95
Pflanzenfrischmasse	% Vgl.	101	140	105	>100
30 % Substratzumischung					
Keimverzögerung	Tage	0	0	0	0
Keimrate	% Vgl.	100	100	100	>90
Pflanzenfrischmasse	% Vgl.	100	145	130	>90

[1)] Anforderung der Kompostverordnung für Sackware, Hobbygartenbau, Pflanzungen und Mischkomponente zur Erdenherstellung

3.2 Hygieneuntersuchungen

Das Zeit-Temperaturregime, das nach dem Stand der Technik die Abtötung von Krankheitserregern garantiert, wurde bei allen Varianten eingehalten (siehe Abb. 3). Zusätzlich wurden Proben nach 4 Wochen Rottedauer und die hergestellten Komposte im Mikrobiologielabor des Institutes für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz der BOKU (SIG) auf die Leitkeime Fäkalcoliforme und E.coli, thermotolerante Fäkalcoliforme- und thermotolerante E. coli, Enterokokken und Salmonellen untersucht. Campylobacter und Listerien wurden nicht untersucht, da diese Parameter im aktuellen Diskussionsentwurf der Kompostverordnung NEU nicht mehr vorgesehen sind.
Die in Tabelle 2 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die untersuchten Leitkeime bereits nach 4 Wochen Rottedauer inaktiviert waren. Während der Untersuchung auf Salmonellen sind aller-

dings Kolonien gewachsen, die als Bacillus spp (dies sind sporenbildende und daher sehr thermotolerante Bakterien) identifiziert wurden. In den Komposten nach 12 Wochen Rottedauer konnten weder Leitkeime, noch Bacillus spp nachgewiesen werden.

Tab. 2: Ergebnisse der Hygieneuntersuchungen

Parameter	Dimension	ohne Fäkalien	Fäkalien vorbehandelt	Fäkalien nicht vorbehandelt	Anforderung Kompostverordnung
Nach 4 Wochen Rottedauer					
Coliforme 37 °C	KBE/g	<10	<100	<100	k.A.
Coliforme 44 °C[1)]	KBE/g	<10	<100	<100	k.A.
E.coli 37 °C	KBE/g	<10	<100	<100	n.n. in 50 g
E.coli 44 °C[1)]	KBE/g	<10	<100	<100	k.A.
Enterokokken	KBE/g	<10	<10	<10	k.A.
Salmonellen	In 50 g	negativ	negativ	negativ	n.n. in 50 g
Nach 12 Wochen Rottedauer					
Coliforme 37 °C	KBE/g	n.n.	n.n.	n.n.	k.A.
Coliforme 44 °C[1)]	KBE/g	n.n.	n.n.	n.n.	k.A.
E.coli 37 °C	KBE/g	n.n.	n.n.	n.n.	n.n. in 50 g
E.coli 44 °C[1)]	KBE/g	n.n.	n.n.	n.n.	k.A.
Enterokokken	KBE/g	n.n.	n.n.	n.n.	k.A.
Salmonellen	In 50 g	negativ	negativ	negativ	n.n. in 50 g

[1)] thermotolerante Coliforme n.n. = nicht nachweisbar k.A. = keine Anforderung

3.3 Untersuchung hinsichtlich „endokriner" Substanzen

Zur Beurteilung des Abbaus von möglicherweise in den Fäkalien enthaltenen „endokrinen" Substanzen (Medikamentenreste, Hormone, Reste von Drogen, Plastikadditive und Cosmetika werden in dieser Publikation als „endokrine" Substanzen zusammengefasst) wurden durch Tieffrieren stabilisierte Proben der Ausgangsmaterialien und der hergestellten Komposte an das Institut für BioDetection Systems in Amsterdam geschickt.
Von BioDetection Systems wurden zehn unterschiedliche in vitro CALUX-Bioassays (Wirkungstests) durchgeführt (Phan et al. 2021). Bei diesen Tests werden, vereinfacht ausgedrückt, nicht die „endokrinen" Substanzen selbst, sondern deren komplexes Gemisch aus wenigen bekannten und vielen unbekannten Stoffen auf menschliche Zelllinien im Vergleich zu Standardsubstanzen (wie z.B. Tributylzinnacetat, Estradiol, Flutamide, Benzo[a]pyrene, Nicardipine, Deoxynivalenol) analysiert. Eine geringere Wirkung lässt indirekt auf einen geringeren Gehalt der entsprechenden cytotoxischen, PAK-ähnlicher Verbindungen und endokrinen Substanzen schließen. Eine Abnahme der Wirkung während des Rotteprozesses wird mit einem Ab- bzw. Umbau der in vitro toxischen Ursprungssubstanzen begründet.

Im Detail können folgende Aussagen getroffen werden (Tab. 3):

- Der Vergleich der Inputproben mit den Outputproben zeigt, dass es während der Kompostierung zu einer deutlichen Abnahme der Wirkungen der untersuchten Substanzen kommt (Ausnahme: bei Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) kommt es beim Ansatz mit vorbehandelten Fäkalien zu einem deutliche Anstieg während der Kompostierung; der höchste Wert findet sich jedoch im Vergleichskompost!).
- Der Vergleich des Kompostes ohne Fäkalienzumischung mit den beiden Komposten mit Fäkalienzumischung zeigt nur bei 3 der 10 Wirkungstests geringfügig höhere Belastungen in den Fäkalkomposten:
  - Beim Parameter Celldeath/Zelltod (als Vergleichssubstanz wird Tributyltin acetate verwendet) weisen der Ansatz mit vorbehandelten Fäkalien 6,1 ug/g TM und jener mit nicht vorbehandelten Fäkalien 3,1 ug/g TM geringfügig höhere Wirkung gegenüber dem Vergleichsansatz (2,5 ug/g TM) auf.
  - Beim Parameter Anti-thyroids/Hemmung Schilddrüsenhormone (Vergleichssubstanz: Deoxynivalenol) weist nur der Kompost mit nicht vorbehandelten Fäkalien mit 99 ug/g TM einen geringfügig höheren Wert als der Vergleichskompost (83 ug/g TM) auf – der Fäkalkompost „mit Vorbehandlung" liegt deutlich unter den beiden anderen Ansätzen.

- Beim Parameter **Xenobiotic sensing/Early warning** (PXR) (Vergleichssubstanz: Nicardipine) liegt ebenfalls der Kompost ohne Vorbehandlung mit 330 ug/g TM (gegenüber 300 ug/g TM im Vergleichskompost) geringfügig höher (der Fäkalkompost mit Vorbehandlung liegt gleich hoch wie der Vergleichskompost).

- Bei den Parametern Anti-androgens/**männliche Hormonhemmung** (Vergleichssubstanz: Flutamide), **Polycyclic aromatic hydrocarbons** (PAH) (Vergleichssubstanz: Benzo[a]pyrene) und **Nrf2/oxidativer Stress** (Vergleichssubstanz: Curcumine) hingegen weist der Vergleichskompost teilweise deutlich höhere Belastungen auf als die Fäkalkomposte.
- Die Vorbehandlung der Fäkalien bewirkt bei allen Parametern mit Ausnahme von Zelltod und PAH geringfügig geringere Belastungen im daraus hergestellten Kompost.

Tab. 3: Ergebnisse der Untersuchungen hinsichtlich „endokriner" Substanzen (Werte in ug/g TM)

Parameter	Input mit Fäkalien vorb.	Input mit Fäkalien nicht vorb.	Kompost ohne Fäkalien	Kompost aus Fäkalien vorbehandelt	Kompost aus Fäkalien nicht vorb.
Zelltod	27	22	2,5	**6,1**	**3,1**
Anti-Androgene	*110*	140	38	*23*	29
Estrogenes	1,0	1,0	LOQ (<0,13)	LOQ (<0,042)	LOQ (<0,15)
Anti-thyroids hormone activities	290	260	83	49	**99**
P53 transcriptional activators (DANN repair)	LOQ (<0,1)	LOQ (<0,1)	LOQ (<0,07)	LOQ (<0,03)	LOQ (<0,09)
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)	*1.200*	2.100	3.200	2.400	2.200
Nrf2	2.600	2.500	1.100	*370*	430
Xenobiotic sensing (PXR)	420	420	300	*300*	**330**
Peroxisomen proliferator (PPARg	2.300	1.700	LOQ (<990)	LOQ (<320)	LOQ (<970)
Glucocorticoids (GR)	LOQ (<37)	LOQ (<35)	LOQ (<29)	LOQ (<9,4)	LOQ (<39)
schlechter als Kompost ohne Fäkalien			*Vorbehandlung der Fäkalien wirkt positiv*		

LOQ = limit of quantification

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

In der Laborversuchsanlage des ABF-BOKU (sie erlaubt die Simulierung der Rottebedingungen von großtechnischen Kompostierungsanlagen im 7 l Maßstab) wurden Varianten mit und ohne Fäkalienzumischung getestet. Der Fäkalienanteil betrug ca. 36 % FM. Sowohl die während der Rotteversuche erhobenen Monitoringdaten, als auch die Analysendaten (Rotteparameter) zeigen, dass der Laborrotteprozess unter praxisnahen Bedingungen ablief. Die Rottetemperaturen entsprachen bei allen Varianten den für die Hygienisierung des Materials erforderlichen Bedingungen nach Stand der Technik (BMLFUW, 2005).
Alle drei hergestellten Komposte (12 Wochen Rottedauer) sind seuchenhygienisch unbedenklich und frei von Krankheitserregern (untersucht wurde die Leitkeime Fäkalcoliforme und E.coli, thermotolerante Fäkalcoliforme- und thermotolerante E. coli, Enterokokken und Salmonellen). Bereits nach 4 Wochen Rottedauer konnten die Leitkeime in den untersuchten Rottegutproben nicht mehr nachgewiesen werden. Somit wurde nachgewiesen, dass (zumindest bis zum getesteten Anteil von ca. 36 % FM Fäkalien am Rotteausgangssubstrat) keine maßgeblichen Vor- oder Nachteile bei der Kompostierung auftreten und dass bei Kompostierung nach dem Stand der Technik eine ausreichende Hygienisierung sichergestellt ist.
Die Beurteilung der zelltoxischen Wirkungen (Zelltod, Gentoxizitaet, Oxidativen Stress Nrf2, Early warning xenobiotic sensing PXR), PAHs, Fettsucht (PPAR) und „endokrinen" Substanzen (weibliche Hormone ER, Inhibierung männliche Hormone (anti-AR) und Schilddrüsenhormon anti-TR) erfolgte mittel CALUX-Wirkungstests (insgesamt wurden 10 unterschiedliche potentielle Wirkungen getestet) (Phan et al. 2021). Der Vergleich der Input- mit den Outputproben zeigt, dass es während der Kompostierung zu einer deutlichen Abnahme der den endokrinen Substanzen zu-

geschriebenen negativen Wirkungen (vermutlich durch Ab- und Umbau der entsprechenden Substanzen) kommt. Nur bei 3 der 10 durchgeführten Wirkungstests weisen die Fäkalkomposte gegenüber dem Kompost ohne Fäkalienzumischung geringfügig höhere Belastungen auf. Da diese 3 gefundenen Wirkungen alle innerhalb der gleichen Größenordnung liegen (innerhalb eines Faktors von 10), sind die Unterschiede als nicht maßgeblich zu betrachten. Durch die Laborrotteversuche konnte somit gezeigt werden, dass potentiell negative Wirkungen von „endokrinen" Substanzen durch den Kompostierungsprozess eliminiert werden, was indirekt auf einen weitgehenden Ab- bzw. Umbau der „endokrinen" Substanzen schließen lässt.

5 DANKSAGUNG

Die vorgestellten Ergebnisse stammen aus einer von der Fa. öKlo GmbH beauftragten/finanzierten Studie. Der Endbericht „Untersuchungen zur Hygienisierung von Fäkalien durch Kompostierung – Laborrotteversuche" (Binner et al. 2020) kann bei der öKlo GmbH angefordert werden (e-mail: info@oeklo.at).

LITERATUR

Anand, K. C. (2013) *Evaluation of Conventional and Alternative Sanitation Technologies using the Life Cycle Assessment approach* . Toledo: Dissertation an der Universität Toledo, Spanien.

BGBl II Nr. 292 (2001) *Verordnug des Bundesministeriums für Land- und Fortwirtschahft, Umwelt und Wasserwirtschahft über Qualitätsanforderungen an Koposte aus Abfällen (Kompostverordnung).* Wien.

Binner, E., Grassinger, D., Huber-Humer, M. (2002) Composting Conditions Preventing the Development of Odorous Compounds. *Microbiologiy and Composting* (pp. 551-560). Wien: Springer Verlag Wien New York.

Binner, E., Zafiu, Ch., Huber-Humer, M. (2020) *Untersuchungen zur Hygienisierung von Fäkalien durch Kompostierung – Laborrotteversuche.* Wien: Untersuchung am ABF-BOKU im Auftrag der ö-Klo GmbH.

BMLFUW (2005) *Stand der Technik der Kompostierung, Richtlinie des Bundesministeriumg für Land- und Forstirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft* (Vol. MusterBAND). Wien, MusterLAND.

Phan, L.T., Schaar, H., Reif, D., Weilguni, S., Saracevic, E., Krampe, J., Behnisch, P.A., Kreuzinger, N. (2021) Long term Toxicological Monitoring of a Multibarrier Advanced Wastewater Treatment Plant Comprising Ozonation and Granular Activated Carbon with in Vitro Bioassays. *Water 13*, p. 3245. doi:https://doi.org/10.3390/w13223245

Thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung – Innovationen zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit

M. Bittens[1] & G. Beutle[1]
[1)] GM Remediation Systems GmbH, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In einem von der Kommunalkredit Public Consulting GmbH geförderten Forschungsvorhaben untersucht ein Forscherteam aus Wirtschaft und Wissenschaft (GM Remediation Systems GmbH, S-PEC e.U. und Montanuniversität Leoben) Verfahrensvarianten, mit denen die Leistungsfähigkeit der thermisch unterstützten Bodenluftabsaugung bei der Sanierung von Schadensherden verbessert werden kann. Im Projekt „InnoBLA“ wurden, basierend auf den Ergebnissen umfangreicher Laboruntersuchungen, drei neue Lanzentypen entwickelt, die zur Optimierung des Einsatzes herkömmlicher Heizlanzen durch Prozess orientierte Verbesserungen (segmentierte Heizlanzen, Heizlanzen mit gleichzeitiger Luftinjektion) und zur Erweiterung des Anwendungsspektrums (Lanzen für den Schrägeinbau) beitragen. Damit liefert „InnoBLA“ auch ein Beitrag zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit von Sanierungsprojekten, die die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung als Verfahren nutzen. Die neuen Lanzentypen werden in Feldversuchen getestet, um die Praxistauglichkeit dieser Entwicklungen zu demonstrieren.

1 HINTERGRUND

Die Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Wien, fördert seit 2020 das Forschungsvorhaben „Innovationen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung" - InnoBLA -, das unter Leitung der GM Remediation Systems GmbH, Leoben gemeinsam mit der S-PEC e.U., Graz, und den Lehrstühlen Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Thermoprozesstechnik, Allgemeine und Analytische Chemie sowie Angewandte Geophysik der Montanuniversität Leoben, seit 2020 durchgeführt wird. Im Rahmen von InnoBLA werden verschiedene technische Weiterentwicklungen beim Einsatz von Heizlanzen zur thermisch unterstützten Bodenluftabsaugung in Labor- und Feldversuchen auf ihre Wirksamkeit untersucht.

2 PROJEKTZIELE

Ziel des Projekts InnoBLA ist die Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Aufheizung von Böden durch elektrisch beheizte Wärmequellen/Heizlanzen (Thermal Conductive Heating, TCH) für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung. Auf technischer Ebene sollen dazu die folgenden Unterziele erreicht werden:

1. Technische Optimierung (segmentiertes Aufheizen),
2. Kombination von TCH mit Luftinjektion in einem Verfahrensschritt,
3. Neuentwicklung für den Schrägeinbau von Heizlanzen,
4. Monitoringstrategie von Schwermetallen bei der TCH.

Darüber hinaus umfasst das Projekt InnoBLA ein weiteres Unterziel auf planerischer Ebene:

5. Neukonzeption eines Planungstools für TCH-Sanierungen.

Die Unterziele (4) und (5) sind nicht Gegenstand dieses Beitrags, sondern werden in getrennten Beiträgen auf der Recy & DepoTech 2022 vorgestellt.

3 LABORVERSUCHE

Es wurde ein Versuchsaufbau zur Messung der Wärmeausbreitung im Bodenkörper errichtet, der aus einem zylindrischen Stahlbau besteht (Abb.1). Dieser verfügt über einen Doppelmantel, welcher wassergekühlt ist. Um eine gleichmäßige Kühlung zu gewährleisten ist dieser mit zwei

Strömungsleitblechen versehen. Die Zustellung des Reaktors besteht aus Feuerfestbeton und Keramikfasermatten. Hierbei stellen die Keramikfasermatten die Isolierung dar. Der Feuerfestbeton ist notwendig, da die Keramikfasermatten druckempfindlich sind Im Zentrum des Zylinders ist die Heizlanze eingebaut.

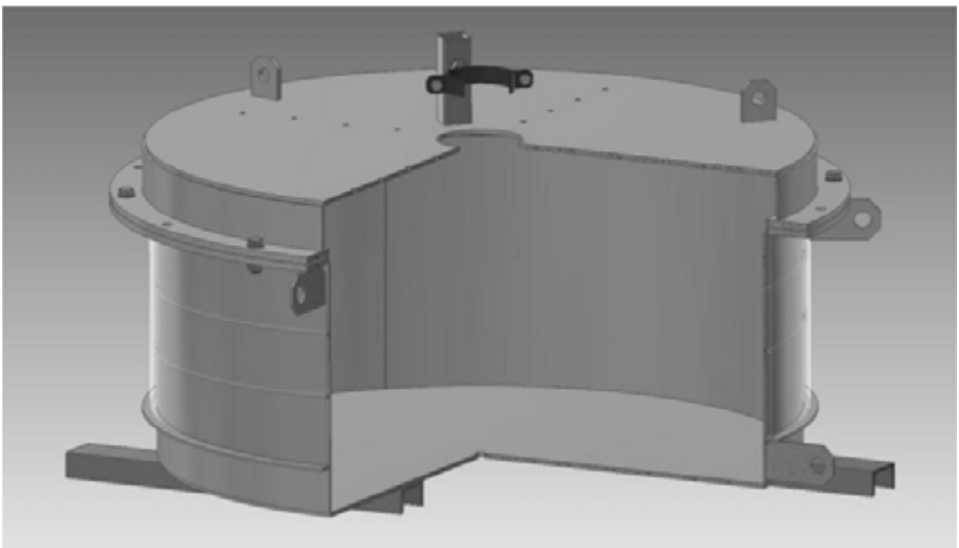


Abb. 1: Versuchsreaktor – Stahlbau

Jeweils 3 Thermoelemente des Typ K sind mit demselben Abstand zur Heizlanze angeordnet. Die 6 gewählten Abstände variieren dabei zwischen 75mm (lanzennah) und 575mm (lanzenfern). Die Einbringung der Thermoelemente erfolgte über eine Lehre, um sicherzustellen, dass diese sich in der Mitte des Bodenkörpers auf einer Tiefe von 150 mm befinden. Zusätzlich ist noch ein Thermoelement an der Heizlanze angebracht, um deren Temperatur zu dokumentieren. Der Messaufbau ist in Abb. 2 dargestellt.

Der Versuchsreaktor wurde mit nicht kontaminiertem Erdreich der Firma Poschacher Kompost e.U. befüllt (Massenanteil Wasser: 0.21, Massenanteil Organik: 0.05, Massenanteil mineralisch: 0.74, Schüttdichte: 1114 kg/m³). Das Füllvolumen betrug ca. 0,3 m³ bei einer Füllhöhe von 0,3 m und einem Zylinderdurchmesser von 1,1 m.

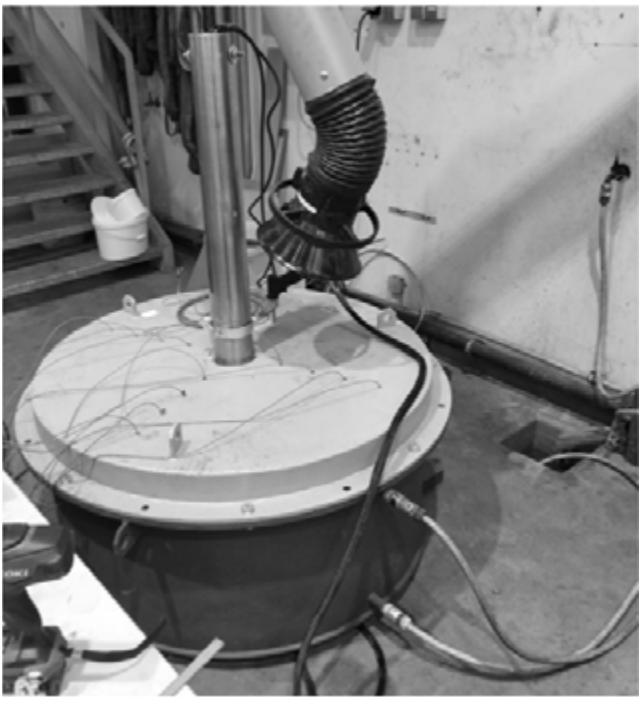


Abb. 2: Versuchsreaktor – Messaufbau

3.1 Aufheizung des Bodenkörpers auf 600 °C

Die im Versuchsreaktor installierte Heizlanze wurde bei 600 °C betrieben. Abb. 3 zeigt den Bodenkörper nach dem Versuch. Sowohl der trockene Bereich (heller Ringbereich) als auch der Bereich der Pyrolyse (dunkler Bereich im Zentrum) breiten sich ringförmig aus. Nach der Versuchsdauer von 11 Stunden und 24 Minuten erreichte der trockene Bereich einen Durchmesser von 420 mm. Der Bereich der Pyrolyse erstreckte sich bis zu einem Durchmesser von 340 mm.

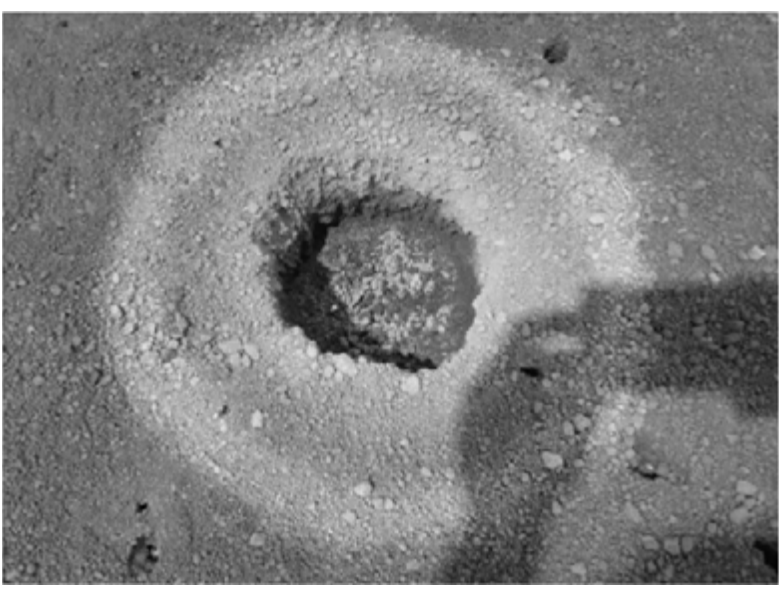


Abb. 3: Getrockneter und pyrolysierter Bereich – 600 °C

3.2 Aufheizung des Bodenkörpers auf 600 °C mit Luftinjektion und Bodenluftabsaugung

Die im Bodenkörper installierte Heizlanze wurde mit 600 °C betrieben. Zusätzliche wurde durch eine gezielte Luftzufuhr und Absaugung ein Strömungsfeld erzeugt, in dem die Wärme konvektiv transportiert wurde. Hierzu erfolgte der Einbau von zwei 10 mm Ringleitungen. In der inneren Ringleitung wurden 0,075 Nm³/min Pressluft auf 4 Injektionsrohre zum Auslass in den Bodenkörper verteilt. An der äußeren Ringleitung wurden 0.075 Nm³/min abgesaugt.
In 160 mm Entfernung von der Heizlanze erfolgt die Erwärmung bis zur Siedetemperatur von Wasser, bedingt durch die erzwungene Konvektion, innerhalb von 80 Minuten. Diese Zeit konnte beim Versuch ohne Luftinjektion/Absaugung mit derselben Lanzentemperatur erst in 210 Minuten erreicht werden. Die Zeit, bis der Boden an den drei Messpunkten bei der Entfernung von 160 mm trocken und ein weiterer Temperaturanstieg zu beobachten war, variierte signifikant zwischen 165 und 410 min. Dieser Zustand konnte allerdings ohne Luftinjektion/Absaugung bei einer Versuchsdauer von 685 Minuten nicht erreicht werden.
An den Messpunkten in größerer Entfernung zur Heizlanze (260 mm, 360 mm, 460 mm) wurde ebenfalls eine Erhöhung der Bodentemperatur gemessen, die aber durch die Verdunstung des Bodenwassers limitiert ist.
Abb. 4 zeigt die Oberfläche des Bodenkörpers nach dem Versuch. Hier ist zu erkennen, dass sich die Trocknung (hellgraue Zone außen) in Richtung der Absaugungsstellen bewegte, wohingegen der Pyrolysebereich (dunkler Ring innen) sich gleichförmig entwickelte. Der gemittelte Durchmesser des trockenen Bodens beträgt 850 mm, der Bereich der Pyrolyse erstreckt sich von 370 mm bis 430 mm.

Abb. 4: Getrockneter und pyrolysierter Bereich – 600 °C + Luftinjektion/Absaugung

4 FELDVERSUCHE

Zur Überprüfung der in den Laborversuchen erhaltenen Ergebnisse werden Feldversuche mit drei Heizlanzentypen durchgeführt:

- Segementierte Heizlanzen mit individueller Temperatursteuerung (3 Segmente) zur gleichzeitigen Behandlung von Schadensherden in der gesättigten und der ungesättigten Bodenzone,
- Heizlanzen in Kombination mit der Injektion von Luft zur Verbesserung/Vergrößerung der Zone mit konvektiven Wärmetransport,
- Einbau und Betrieb von Heizlanzen in einem Winkel von 20° (Schrägeinbau) zur Sanierung von Schadensherden unterhalb bestehender Gebäude.

Für die Durchführung der Feldversuche hat die voestalpine Stahl Donawitz GmbH (VASD) dem InnoBLA-Konsortium ein Gelände von 300 m² zur Verfügung gestellt.

Die Versuchsaufbau für die einzelnen Lanzentypen und der Betrieb im Feld sieht wie folgt aus:

4.1 Segmentierte Heizlanzen

Zum gezielten Aufheizen einzelner Bodenschichten wurden drei Standardheizlanzen (Resistenzen in NiCr) von jeweils 2 Metern Länge kombiniert und mit einer separaten Temperatursteuerung ausgerüstet. Diese Kombination von Heizlanzen wurde in ein an der Basis verschweißtes Hüllrohr eingesetzt und mit diesem in den Bodenkörper auf dem Testfeld eingebaut. Das Temperaturmonitoring im Bodenkörper erfolgte über PT100-Sensoren, die einen Radius von 3 m in einer lateralen Auflösung von 0,5 m und eine Tiefe von 7 m in einer vertikalen Auflösung von 0,75 m abdecken.

4.2 Heizlanze mit Luftinjektion

Eine Standardheizlanze (6 m, 9 kW) wurde in ein modifiziertes 7 m langes Hüllrohr eingesetzt. Dieses Hüllrohr wurde an den Außenseiten mit Luftinjektionsrohren (17,2 x 1,8 mm) versehen, deren Auslasssegmente geschlitzt waren und die sich auf 2, 4 und 6 m Höhe befanden. Die Luftzufuhr erfolgte mittels eines Kompressors. Die Wärmeausbreitung im Bodenkörper wurde über ein Temperaturmonitoring verfolgt. Dazu wurden PT100-Sensoren in der gleichen Auflösung im Testfeld eingebaut wie bei den Feldversuchen mit der segmentierten Lanze.

4.3 Heizlanze mit Schrägeinbau

Für das Beispielszenario eines zu sanierenden Schadensherd mit einer Tiefenlage von 2 bis 4,5 m uGOK wurde eine Heizlanze mit einer Heizflächenlänge von 6 m (Hüllrohrlänge: 13 m) in einem Winkel von 20° in den Bodenkörper des Testfeldes eingebaut. Bei der verwendeten Heizlanze wurden im Vergleich zur Standardheizlanze, die für den Vertikalverbau entwickelt wurde, die Keramikkörper modifiziert. Diese Keramikkörper dienen als Abstandshalter zwischen den Resistenzen und schützten diese vor dem Kontakt mit dem Hüllrohr. Das Monitoring der Temperaturentwicklung im Testfeld wurde mit PT100-Sensoren durchgeführt, die bis zu einer maximalen Tiefe von 4 m (vertikale Auflösung: 0,5 m) oberhalb der Heizlanze bzw. im Abstand von 1 m beidseitig der Bohrachse eingebaut wurden.

4.4 Standardheizlanze

Auf dem Testfeld wurde eine Standardheizlanze (6 m Heizflächenlänge, Hüllrohrlänge: 7,5 m) als Referenz eingebaut. Das Temperaturmonitoring erfolgte mit PT100-Sensoren, die in der gleichen Auflösung installiert wurden wie die PT100-Sensoren in den Feldversuchen mit der segmentierten Lanze.

4.5 Ergebnisse

Zur Abgabe dieses Beitrags lagen aufgrund des verzögerten Beginns der Feldversuche noch keine auswertbaren Ergebnisse vor. Diese werden in der Präsentation auf der Recy & DepoTech 2022 vorgestellt.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Projekt InnoBLA hat mit der Entwicklung von drei neuen Lanzentypen für die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung bei der Sanierung von Schadensherden einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit dieser Technologie geliefert. Das segmentierte Aufheizen des Bodenkörper ermöglicht die zielgenaue Temperaturansprache in Abhängigkeit von Bodenstruktur und Schadstoffverteilung. So lassen mit einer Installation beispielweise gleichzeitig Schadensherde im Grundwasser, wo das Erreichen der Ko-Destillationstemperatur des Schadstoffes bzw. des Schadstoffgemisches genügt, und in der ungesättigten Bodenzone, wo höhere Temperaturen erreicht werden sollen, sanieren. Der Einsatz einer Heizlanze mit gleichzeitiger Luftinjektion erhöht die thermische Reichweite, da zusätzlich ein konvektiver Wärmetransport erzeugt wird. Dieser Effekt ist insbesondere deshalb interessant, da Heizlanzen – und damit feste Wärmequellen – Prozess bedingt mit andauerndem Sanierungsfortschritt den Bodenkörper im Nahbereich austrocknen und damit die Wärmeausbreitung hemmen. Mit der Kombination Heizlanze/Luftinjektion wird dieser Nachteil kompensiert, was zu einer effizienteren Verfahrensanwendung führt, da entweder aufgrund der größeren thermischen Reichweite mit weniger Heizlanzen oder aber bei gleichbleibender Anzahl der Heizlanzen schneller Schadstoffmasse aus dem Bodenkörper entfernt werden kann. Die Entwicklung der Lanze für den Schrägeinbau erweitert das Anwendungsspektrum der thermisch unterstützen Bodenluftabsaugung. Somit sind auch Schadensherde unterhalb bestehender Gebäude für dieses Sanierungsverfahren zugänglich, auch wenn aus baulichen oder betrieblichen Gründen eine Installation von Heizlanzen innerhalb eines Gebäudes nicht möglich ist.

Development of physical-biological filters for groundwater remediation of tetrachlorethen and naphthalene

S. Leitner[1], F. Sobanski[1], C. Fernández[1], F. Riebl[2], T. Ugochukwu Ukwamedua[1], G. Soja[3], K. Keiblinger[1], G. Brunetti[2], C. Stumpp[2] & A. Watzinger[1]
[1)] University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Institute of Soil Research (IBF), Tulln, Austria
[2)] University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Institute for Soil Physics and Rural Water Management (SoPhy), Vienna, Austria
[3)] AIT Austrian Institute of Technology, Center for Health & Bioresources, Tulln, Austria

ABSTRACT: Groundwater contamination by anthropogenic organic compounds represent a serious threat to water resources, which therefore have to be remediated to be available for future use. In addition, such remediation actions are often time and cost intensive. Hence, the overall goal of the presented project is the development of a physical-biological ex-situ filter for their effective removal. A combined approach of physical adsorption to biochar and on-sight degradation by microbial consortia was designed for that. Biochars were internally produced and microbial consortia were made available by in-house consortia as well as cultures from industrial partner operating in bioaugmentation. Lab work comprised of various characterization methods including physical and chemical characterization, adsorption isotherms and kinetics and batch and column experiments. Adsorption and degradation of aliphatic or aromatic hydrocarbons was monitored by purge&trap gas chromatography coupled with mass spectrometry and isotope-ratio mass spectrometry (GC/MS-C/IRMS). Although produced biochars were suitable as adsorbents, they could not reach the efficiency of activated carbon. Nevertheless, incubation experiments mixing biochars or activated carbon with microbial consortia showed complete degradation of initially spiked contaminants, but not always to full extend, meaning that a residual faction of adsorbed contaminants might not be available for microbial degradation. On-going column experiments are meant to be the most appropriate set-up to draw a final conclusion on the practicality of the envisioned biofilter approach.

1 INTRODUCTION

Still, groundwater clean-up is a day-to-day business mostly dedicated to former soil and groundwater contaminations by anthropogenic compounds like chlorinated aliphatic hydrocarbons (CHC) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). Such volatile organic compounds account for a large number of contaminated sites in Europe, as well as Austria. State of the art remediation methods such as pump and treat often require years of operation, mainly due to the low water solubility of the contaminants and low groundwater flow velocity limiting the travel time to the adjacent extraction well. Hereafter, we present the current standing of the project „CHARBAK", which was funded by the Kommunalkredit Public Consulting (KPC, Vienna, Austria) and deals with alternative filter designs for ex-situ groundwater remediation.

The presented project aims to develop a physical/biological filter for pump and treat (ex-situ) groundwater remediation of chlorinated ethenes (CHC) and naphthalene (PAH). For such applications filters are preferentially filled with activated carbon, which has to be replace after its sorption capacity has been exhausted. We envisioned an alternative filter design by combining environmentally friendly biochar with contaminant-degrading microbial consortia. While groundwater percolates through the biochar filter, contaminants are adsorbed and microbes that colonize the biochar surface can successively degrade the contaminants. Such processes should provoke an increase in the filter life time as well as reduce investment and maintenance cost.
Major project tasks encompass (1) the production and characterization of biochars, (2) evaluating the interaction of biochars and microbial consortia in batch-experiments and (3) column experiments to monitor contaminant adsorption and microbial degradation in a closed-loop flow-through filter experiment to simulate real-time conditions.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Biochars

Biochars were products from four feedstocks (wood chips (W), apricot kernels (A), sunflower seed shells (S), Miscanthus (sweet grass, M) at four temperatures (350°C, 550°C, 650°C, 750°C) using a pyrolysis reactor (Pyreka 3.0, Pyreg GmbH, Germany) at a reaction time of 20 minutes and a throughput of 2 $kg*h^{-1}$. Besides in-house analysis, wet-sieved biochars (0.63 – 2.0 mm) were externally analyzed according to the European Biochar Certificate. In-house analysis comprised of elemental analysis of feedstocks (C, N), determination of physical parameters such as particle and bulk density, porosity and hydraulic conductivity, functional group analyis using FTIR and adsorption kinetics and isotherm experiments. All experiments also included activated carbon (AC, Hydraffin A 8x30, Donau Carbon GmbH, Germany) representing the gold standard for such pump and treat filter applications.

Adsorption properties, evaluated by fitting the data to the Freundlich isotherm, were determined by adding 100 mg of biochars (25 mg of activated carbon) to 60 mL gas-tight glass vessels filled-up with Milli-Q water. Thereafter, naphthalene (NAP) or tetrachloroethene (PCE) and its degradation products trichloroethene (TCE), cis-Dichloroethene (cDCE) and vinyl chloride (VC) were added in different amounts from ethanol or methanol stock solutions. Vessels were immediately sampled to determine the initial concentration and kept on an over-head shaker until the sorption equilibrium had been reached. Finally, equilibrium concentrations in the liquid phase were determined in order to enable the calculation of the Freundlich-Isotherm sorption parameters.

2.2 Adsorption/Degradation experiments (microcosm study)

For CHC, microbial communities (two previously established in-house consortia (102121, 10214) and the externally provided consortium kb-1 (SiRem, Guelph, Canada) were incubated at anaerobic conditions in defined aqueous media mixed with 1 g of biochar (W550, A750, AC) inside 120 mL batch bottles kept in the dark at room temperature on a horizontal shaker. The microcosms were spiked with PCE, which is the highest-chlorinated ethene. The degradation of PCE is sequential, meaning that lower-chlorinated metabolites (TCE, cDCE, VC) are formed and further degraded to ultimately form ethene, which is harmless to the environment.

Compound specific isotope analysis was used to distinguish between contaminant concentration changes in the aqueous phase due to adsorption to the charcoals and due to microbial degradation. Therefore, the stable carbon isotope ratio of PCE and its metabolites (TCE, cDCE, VC, ethene) was monitoring in addition to concentration measurements. The stable carbon isotope ratio (ratio of ^{13}C to ^{12}C expressed by $^{13}C/^{12}C = \delta^{13}C$ (in per mil)) was determined by gas chromatography coupled with stable isotope ratio mass spectrometry after purge&trap autosampling (P&T GC/C-IRMS). While the stable carbon isotope ratio of PCE and its metabolites (expressed in the δ-notation in ‰ on the Vienna Peedee Belemnite carbon isotope scale (VPDB)) does not change at sorption processes, there is a significant change during microbial contaminant degradation and metabolite formation processes. Furthermore, complete turnover of initially spiked PCE to ethene shows similar δ-values for ethene as for the initial PCE.

Microcosm experiments for NAP are currently in the first phase, which aims to establish a naphthalene-degrading microbial consortium under aerobic conditions. Therefore, previously sampled filter material and raw water from two PAH-contaminated sites in Vienna and Upper Austria (W18 Gaswerk Simmering, O76 Kokerei Linz) has been incubated and is currently monitored for changes in NAP concentration after the initial spike.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Biochars

Elemental analysis of the feedstock showed similar values of carbon content (~50 %w) and slight variation in nitrogen content. Biochar yield ranged from 35 % – 17% mostly depending on the pyrolysis temperature and not on the kind of feedstock. Similarly, the surface area, the pH-value, the sum of 16-EPA PAH content and the carbon content increased with pyrolysis temperature and showed slight variation on the feedstock. Otherwise, H/C and O/H ratios showed an inverse correlation with pyrolysis temperature. Apart from the surface area, which was 3-150 times higher for AC as compared to biochars, parameter values were found at similar heights. Biochars produced from Miscanthus as well as others produced at 750°C showed such high concentrations in PAH, that they were excluded from further experiments. Biochar particles produced from Miscanthus were also too brittle to be applied as filter material. FTIR analysis of biochars revealed a decrease in functional groups with increasing temperature, with most suitable patterns for biochars made from wood chips (W) and apricot kernels (A). Particle densities were found at 1.5 $g*cm^{-3}$ with a porosity of 75% to 95% (lowest for A). The hydraulic conductivity spanned from $1*10^{-3}$ to $1*10^{-1}$ $m*s^{-1}$ with the highest value for A750 followed by S550 and W550.

An initial sorption capacity test including all biochars and the AC, in order to determine the equilibration times mandatory to conduct the adsorption isotherm experiments, already revealed the most promising biochars. Biochar characterization should ultimately identify the two most suitable materials, that will be used in the subsequent work packages.

The adsorption kinetics followed the Lagergren kinetic rate equation and results of the adsorption experiments showed an excellent fit to the Freundlich equation isotherm. Adsorption equilibrium was reached within six days, with AC equilibrating the quickest. The Freundlich isotherm parameter values, especially the k_F-value confirmed that AC was by far the best candidate to adsorb NAP or PCE. In concern of the biochars, W550 showed the highest adsorption. In concern of the PCE metabolites, the difference in adsorption between AC and W550 increased with compound chlorination, meaning that VC was favorably adsorbed to W550 when compared to AC. While A750 showed a low adsorption capacity, other parameter values, like for bulk density, hydraulic conductivity, particle hardness and surface area, made it a viable filter material and joint W550 as the two final biochars carried-on in further experiments. The latter were also chosen in order to force a different initial filter resistance, which could then be counterbalanced by differences in biofilm formation due to limitations in contaminant availability (bioavailability) at higher adsorption capacity for W550 compared to A750.

3.2 Microcosm experiments for PCE degradation

Microcosms inoculated with microbial consortia only, showed complete degradation of PCE to ethene with similar formation rates of ethene (0.35 – 0.46 $\mu mol*h^{-1}$). Sequential degradation of PCE showed instantaneous turnover to cDCE, with minor appearance of the interjacent TCE. Degradation of cDCE showed a stepwise degradation to VC before subsequent formation of ethene. Besides not detecting any chlorinated ethenes in the aqueous phase the simultaneously measured $\delta^{13}C$ value of ethene matched the initial value for PCE confirming complete turnover of PCE to ethene.

With the addition of AC, W550 and A750 to each microbial consortia degradation patterns showed a higher diversity. Although ethene could be detected in all nine combinations of charcoals and microbial consortia, the extent varied a lot. At equilibrium (negligible changes in contaminant concentrations in the liquid phase since the previous sampling) microcosms containing A750 showed ethene only, while those mixed with W550 showed remaining fractions of VC. The ratios of formed metabolites to initially added PCE pointed towards a limited access to adsorbed PCE found at 60% – 70%. Nevertheless, a single replicate of W550 and kb-1 showed complete turnover of PCE to ethene. At complete turnover of PCE the life time of a filter material could indeed be extended, which represents a major project goal.

The anaerobic bacteria used have a doubling time off approx. 20 hours. That is why subsequent column experiments, which will be monitored for an extended experimental time, should enable to draw a final conclusion on the adsorption and degradation performance, because microbes will be enabled to better adapt to their surroundings.

Besides monitoring degradation and adsorption, microbial consortia are currently under investigation in order to determine the bacterial species allocation using 16S-rRNA amplicon sequencing and analysis of phospholipid-derived fatty acids (PLFA). Furthermore, the extend and composition of biofilms established on the charcoal's surface is also currently determined using microscopy and high pressure liquid chromatography (HPLC).

4 CONCLUSIONS

The envisioned approach for ex-situ groundwater remediation using physical/biological biofilters, making use of contaminant adsorption to biochars and subsequent compound degradation by microbial consortia, proved its feasibility according to the above presented project results. Although contaminant adsorption to biochars could not reach those of activated carbon, the latter could thereby hamper the access of adsorbed contaminant fractions for microbial degradation (bioavailability). Nevertheless, final conclusion will be drawn after the column experiments, which simulate the envisioned biofilter-approach in close agreement to field applications, have been finished.

Unterstützung der mikrobiellen reduktiven Dechlorierung von Perchlorethen mit nullwertigem Eisen (ZVI) – Labor- und Feldversuche

T.G. Reichenauer[1], S. Spindler[1,2], L. Brunner[1,2], S. Primisser[1] & R. Patek[2]
[1)] AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Bioresources, Tulln, Österreich
[2)] TERRA Umwelttechnik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Chlorierte Ethene sind an zahlreichen Altlasten in Österreich zu finden. Oft handelt es sich um sehr kleinräumige Kontaminationen im verbauten Gebiet, was die Sanierung mit In-Situ-Methoden sinnvoll macht. Im Projekt STIMBAK wurde die Stimulation der anaeroben mikrobiellen Dechlorierung durch *Dehalococcoides* mit Hilfe von Eisensuspensionen untersucht. Hierzu wurden zunächst fünf Standorte chemisch-physikalisch und mit molekularbiologischen Methoden charakterisiert. Am für die Durchführung eines Feldversuches geeignetsten Standort wurden Monitoringpegel errichtet und das im Zuge der Errichtung gewonnen Aquifermaterial für Mikrokosmosversuche im Labor verwendet. Mit diesen konnte eine Stimulation der mikrobiellen Dechlorierung mit Melasse sowie eine Beschleunigung der Dechlorierung bei Zugabe von Eisen gezeigt werden. Beim anschließenden Pilotversuch wurde durch wiederholte Melassedotation eine vollständige Dechlorierung induziert und auch die Zunahme der Zellzahlen von *Dehalococcoides* um mehrere Größenordnungen konnte nachgewiesen werden. Die Zugabe der Eisensuspension im Feldversuch stand zum Zeitpunkt der Abgabe dieses Beitrages noch kurz bevor, weshalb über die Ergebnisse erst beim Vortrag berichtet werden kann.

1 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

In Österreich existieren derzeit zahlreiche in der Bundesaltlastenatlas-VO ausgewiesene Altlasten, die Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) als Hauptkontaminanten aufweisen. Am häufigsten findet man die chlorierten Ethene Perchlorethen (PCE) und Trichlorethen (TCE).
Die anaerobe mikrobielle Dechlorierung stellt eine kostengünstige Methode zur Sanierung von Chlorierten Ethenen (Perchlorethen, Trichlorethen), aber auch anderer chlorierter Kohlenwasserstoffe dar (Majone et al. 2015). Dabei nutzen Mikroorganismen halogenierte Verbindungen als Energiequelle indem sie Elektronen von Wasserstoff (H_2) auf diese übertragen und das Halogenatom als Ion (im Falle von Chlorierten Ethenen also ein Chlorid-Ion) abgespalten wird (Halorespiration). Da die Elektronenübertragung schrittweise erfolgt entsteht jeweils ein Zwischenprodukt mit einem Chloratom weniger. Ausgehend von Perchlorethen (PCE) entstehen somit die Zwischenprodukte Trichlorethen (TRI), *cis*-Dichlorethen (*cis*-DCE), Vinylchlorid (VC) und schließlich Ethen als vollständig dechloriertes Endprodukt. Es wurden bisher mehrere Bakterienstämme nachgewiesen, die jeweils ein Chloratom von PCE, bzw. TCE abspalten können, z.B.: *Dehalobacter, Dehalospirillum, Desulfuromonas, Deslulfitobacterium*. Dabei entsteht *cis*-DCE. Zur vollständigen Dechlorierung von *cis*-DCE über VC bis zu Ethen sind nach derzeitigem Stand des Wissens nur einige Stämme des Bakteriums *Dehalococcoides mccartyi* fähig.
Es konnte gezeigt werden, dass durch die Zugabe von nullwertigem Eisen (*engl.* Zerovalent Iron, ZVI) der mikrobielle Abbau von halogenierten Verbindungen verbessert werden kann (Summer et al. 2020). Unter feldähnlichen Bedingungen im Lysimeter lief bei Co-Dotation von Eisen und eines *Dehalococcoides*-Konsortiums (KB1) die Dechlorierung auch beim Stopp der Zufuhr der Kohlenstoffquelle (Melasse) weiter (Summer et al. 2020). Während es einige Laboruntersuchungen zur Kombination von nullwertigem Eisen mit mikrobiellem Abbau von CKW gibt, wurden bisher kaum Feldversuche durchgeführt (Kocur et al. 2016).
Ziel dieses Projektes war es daher aufbauend auf Voruntersuchungen im Labor Feldversuche zur Stimulation der anaeroben mikrobiellen Dechlorierung mit einer Eisensuspension an einem geeigneten Standort durchzuführen.

2 VORBEREITUNGSARBEITEN UND LABORVERSUCHE

Zunächst wurden fünf Standorte aus dem Altlastenatlas ausgewählt, an denen neben den klassischen physikalisch-chemischen Methoden auch mit molekularbiologischen Methoden untersucht wurde. Der Standort Altlast 70, „Trilager Lederfabrik“ wurde als am besten geeignet für die Durchführung einer Biostimulation in Kombination mit ZVI befunden, da dort offenbar bereits eine Dechlorierung bis zu Vinylchlorid stattfand. An diesem Standort wurden daher drei neue Monitoringpegel errichtet und ein Teil des bei den Bohrungen gewonnen Aquifermaterials unter sauerstofffreier Atmosphäre ins Labor transportiert. Dieses Material wurde für die Durchführung von Mikrokosmosversuchen sowie für Anreicherungskulturen verwendet.
Am Standort wurde in der Folge ein Salz-Tracertest durchgeführt, um die hydraulische Verbindung bzw. die Abstandsgeschwindigkeit zwischen dem Zugabebrunnen (GW8) und den Monitoringpegeln (GW9, GW10 und GW11) zu untersuchen (Abb. 1). Das war vor allem wichtig, da es sich um einen Kluftgrundwasserleiter handelt. Einer der drei Monitoringpegel (GW9) zeigte im Untersuchungszeitraum von 21 Tagen keine Erhöhung der Leitfähigkeit, wogegen die beiden anderen eine Abstandsgeschwindigkeit von 6 Tagen (GW10), bzw. von 8 Tagen (GW11) zeigten.

Abb. 1: Lage des Zugabebrunnens (GW8) und der drei Monitoringpegel (GW9, GW10 und GW11)

Mit dem Aquifermaterial und Grundwasser vom Standort wurde im Labor Mikrokosmosversuche durchgeführt. Eine Zugabe von Melasse allein reichte aus, um eine vollständige Dechlorierung von PCE zu induzieren. Außerdem konnte gezeigt werden, dass die Dechlorierung bei Zugabe von ZVI rascher ablief. Das war sowohl bei nanoskaligem Eisen (nZVI), wie auch bei mikroskaligem Eisen (mZVI) der Fall (Abb. 2). Der durch die Reaktion von Eisen mit Wasser gebildete Wasserstoff wurde gezehrt, sodass nach rund zwei Wochen kein Wasserstoff mehr nachweisbar war (Abb. 2).
Neben der erfolgreichen Stimulation einer vollständigen Dechlorierung von PCE in Mikrokosmosversuchen waren auch die Anreicherungskulturen mit Aquifermaterial vom Standort erfolgreich. Mit Hilfe von PCR (=Polymerase Chain Reaction) konnte *Dehalococcoides* in den Mikrokomosversuchen, wie auch in den Anreicherungskulturen nachgewiesen werden. Somit konnte im Labor gezeigt werden, dass der Standort geeignet ist für die Durchführung eines Pilotversuches zur Biostimulation von *Dehalococcoides*.

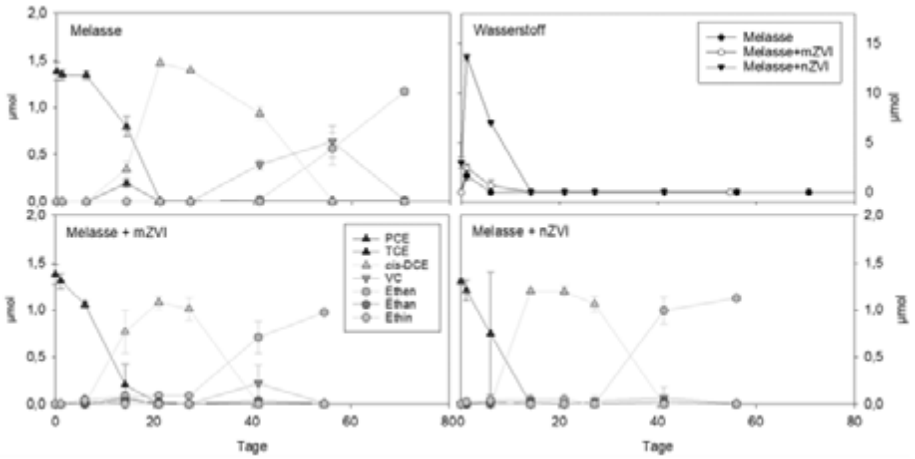


Abb. 2: Mikrokosmosversuche mit Aquifermaterial und Grundwasser vom Standort zur Untersuchung des Abbaus von PCE nach Zugabe von Melasse sowie von Melasse und ZVI

3 FELDVERSUCH

In einem ersten Schritt erfolgte eine wiederholte Zugabe von Melasse. Währenddessen wurden die Schadstoffparameter, sowie physikalisch-chemische Parameter gemessen, um die Dechlorierung von PCE, sowie das Wachstum von *Dehalococcoides* zu monitoren. Danach wurde die Melassezugabe gestoppt, um zu beobachten, wie lange die Wachstumswirkung andauert.
Im zweiten Schritt wurde Melasse gemeinsam mit einer Eisensuspension zugegeben und wieder gemessen. Zur Zeit der Abgabe dieses Beitrages stand die Zugabe von Eisen im Pilotversuch kurz bevor, weshalb hier nur die Daten der Melassezugabe präsentiert werden können und noch kein Vergleich bei gemeinsamer Zugabe von Melasse und Eisen.

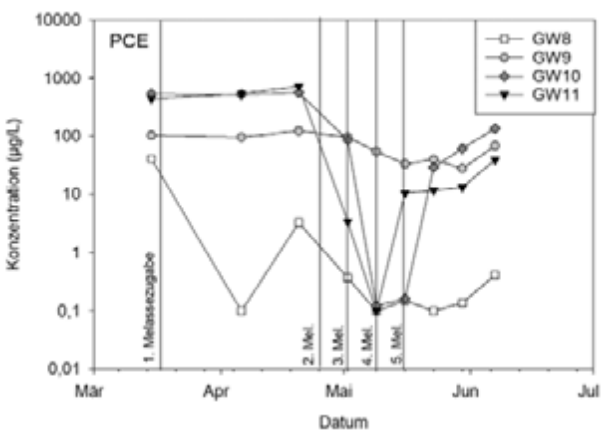


Abb. 3: Verlauf der PCE-Konzentration am Versuichsstandort nach fünf Melassedotationen

Durch die Zugabe von Melasse in GW8 kam es zu einer signifikanten Verringerung der PCE-Konzentrationen in den Monitoringpegeln GW10 und GW11, sowie in GW8 selbst (Abb. 3). In GW9 viel die Abnahme der Konzentration deutlich geringer aus, was die im Tracerversuch festgestellte geringe hydraulische Verbindung zwischen GW8 und GW9 bestätigte. Nach Beendigung der Melassedotationen begann die PCE-Konzentration mit etwa zweiwöchiger Verzögerung anzusteigen. Die TCE-Konzentrationen zeigten ein ähnliches Bild, wogegen *cis*-DCE und VC erwartungsgemäß durch die Melassezugabe zunahmen.

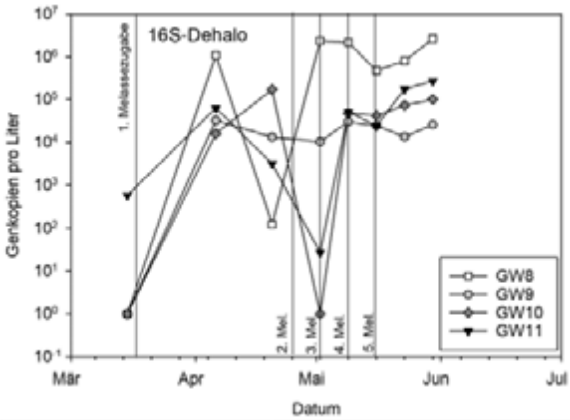


Abb. 4: Verlauf der Genkopien der 16S-Gene von *Dehalococcoides* (entspr. Zellzahl) während der Melassezugabe am Versuchsstandort

Die Melassezugabe führte zu einer signifikanten Zunahme der Zellzahlen von *Dehlaloccoides* um mehrere Größenordnungen (Abb. 4). Kurz nach Abgabe dieses Beitrages war die Zugabe der Eisensuspension geplant. Das anschließende Monitoring sollte zeigen, ob eine einmalige kombinierte Zugabe von Eisen und Melasse eine vergleichbare Wirkung wie eine wiederholte Zugabe von Melasse hat. Das würde einen geringeren Material- und Arbeitsaufwand bedeuten.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Im Projekt STIMBAK konnte in Laborexperimenten gezeigt werden, dass mit Melassezugabe zu Grundwasser und Aquifermaterial vom Standort der Altlast O70 eine Stimulation von *Dehalococcoides* und eine vollständige Dechlorierung induziert werden konnte. Die vollständige Dechlorierung konnte durch eine zusätzliche Zugabe einer Eisensuspension beschleunigt werden. Daher wurde am Standort ein Pilotversuch begonnen bei dem zunächst nur Melasse zugegeben wurde. Der Verlauf der CKW-Konzentrationen sowie die Zellzahlen von *Dehalococcoides* wurden bestimmt und werden mit einer anschließenden gemeinsamen Zugabe von Melasse und Eisen verglichen. Die Eisendotation ist zum Zeitpunkt der Abgabe dieses Artikels noch nicht erfolgt. Bei der Konferenz wird darüber berichtet werden.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt STIMBAK wurde finanziell gefördert vom BM für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie; Fördermanagement by Kommunalkredit Public Consulting (KPC).

LITERATUR

Kocur, C.M.D., Line Lomheim, L., Molenda, O., Weber, K.P., Austrins, L.M., Sleep, B.E., Hardiljeet, K. Boparai, H.K., Edwards, E.A., O'Carroll, D.M. (2016) *Long-Term Field Study of Microbial Community and Dechlorinating Activity Following Carboxymethyl Cellulose-Stabilized Nanoscale Zero-Valent Iron Injection*. Environmental Science and Technology 50(14), 7658−7670

Majone, M., Verdini, R., Aulenta, F., Rosetti, S., Tandori, V, Kalogerakis, N., Agathos, S., Puig, S., Zanaroli, G., Fava, F. (2015) *In situ groundwater and sediment bioremediation: barriers and perspectives at European contaminated sites.* New Biotechnology 32, 133-146

Summer D., Schöftner P., Watzinger A., Reichenauer T.G. (2020) *Inhibition and stimulation of two perchloroethene degrading bacterial cultures by nano- and micro-scaled zero-valent iron particles*. Science of the Total Environment 722, 137802.

Großmaßstäbliche in-situ-Verfestigung – eine neue Möglichkeit in der Sanierungspraxis (ein Fallbeispiel)

R. Patek[1], K. Schitzenhofer[1] & H.-P. Weiß[1]
[1)] TERRA Umwelttechnik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Sanierungsprojekt an der Altlast W30, Frachtenbahnhof Praterstern, Bereich Ölgasanstalt in Wien stellte ein Projekt in einem massiven Spannungsfeld dar. Die Sanierungsnotwendigkeit – die Eigentümerinteressen – die Nachnutzung schienen gegensätzliche, nicht vereinbare Interessen zu verfolgen. Der gefundene Lösungsansatz stellte eine Sanierungskombination aus unterschiedlichen Methoden dar, wobei das Kernverfahren – die in-situ Verfestigung - eine neu zur Anwendung kommende Sanierungstechnik war, die bisher nur für kleinräumige Sanierungsbereiche herangezogen wurde. Die Verfestigung im Untergrund wurde bisher z.B. bei Kontaminationen unter Gebäuden in sehr kleinräumigen Bereichen angewendet. Im Zuge der Sanierung der W30 wurde ein ca. 8.500 m³ mächtiger, zusammenhängender Zementmonolith errichtet, der die Schadstoffe langfristig und ohne Nachsorge im Untergrund bindet.

1 EINLEITUNG

Die Altlast W30 – Frachtenbahnhof Praterstern, Bereich Ölgasanstalt in Wien ist auf den ersten Blick ein klassischer Teerölschaden, der mit standardisierten Sanierungsverfahren saniert und/oder gesichert werden könnte.
Der Schaden entstand in der Zeit zwischen Ende des 19. Jahrhunderts und 1945 durch die Produktion von Ölgas am ehemaligen Areal des Frachtenbahnhofs Praterstern. Das Abfallprodukt der Produktion, das Teeröl, hat sich über viele Jahrzehnte im Untergrund bis auf den Grundwasserstauer bewegt und verursacht dort eine kleinräumige, aber massive Verunreinigung des Grundwassers durch den Schadstoff PAK. Die Schadstofffahne weist im Grundwasserabstrom eine Länge von rund 100 m auf.
Zu sanieren ist daher die gesättigte Zone mit einer Mächtigkeit von rund 8 m auf einer Fläche von ca. 1.400 m², die durch die unterschiedlichen Wegigkeiten im Untergrund unterschiedlich stark belastete Bereiche aufweist.
Neben der am GW-Stauer befindlichen Schwerphase wurde auf einer Teilfläche von ca. 400 m² auch eine auf dem GW aufschwimmende Leichtphase detektiert.

2 PROJEKTUMSETZUNG

2.1 Vielfältige Projektziele

Die Wahl des besten Sanierungsverfahrens war ein langwieriger Prozess, bei dem viele Randbedingungen Berücksichtigung finden mussten, da sich das zu sanierende Grundstück in einem raumplanerisch hochwertigen Stadtentwicklungsgebiet befindet.
Die Bebauung bzw. Nutzung des insgesamt ca. 85 ha großen ehemaligen Nordbahnhofareals begann bereits 2015 und soll bis 2026 abgeschlossen sein. Insgesamt werden auf dem Areal zukünftig ca. 20.000 Menschen in 10.000 neuen Wohnungen ihr Zuhause finden- neue Schulen, Kirche, Einkaufsmöglichkeiten und Büros sowie Hotel, Uni-Campus, neue öffentliche Verkehrsmittel und großzügige Parkanlagen runden das Erscheinungsbild des neuen Stadtteiles ab. Eine Eingliederung der Altlastenfläche in dieses Stadtviertel sollte ein positives Beispiel sein, wie zukünftig Raumplanungs- und Sanierungsgedanken zusammenspielen können.

Oberziel war es daher, eine Ausweisung im Altlastenatlas als „saniert“ bzw. als „Sicherung ohne Nachsorgemaßnahmen“ zu erreichen, um die Altlast möglichst uneingeschränkt in den neuen Stadtteil eingliedern zu können.
Als Unterziele wurden jene definiert, die den voraussichtlichen Nachnutzungen innewohnen.
Weiters wurde ein extrem straffer Zeitplan formuliert, den es aufgrund der gesamten Nutzungskonzeptes des ehemaligen Nordbahnhofes unbedingt einzuhalten galt.
Ein Problem für die Umsetzung der Sanierung stellte eben dieser Zeitplan für die Bebauung der angrenzenden Flächen dar, denn nach Errichtung neuer Gebäude würde keine bzw. nur mehr stark eingeschränkte Zugänglichkeit zur Sanierungsfläche gegeben sein.
Weiters wurde im Variantenfindungsprozess klar, dass auf Grund der direkt an die Altlast angrenzenden Bahntrasse erhöhte Vorsicht geboten war und bei allen angedachten Maßnahmen ein ungestörter und sicherer Betrieb des Zugverkehrs gewährleistet sein musste – auch dies wurde als Unterziel definiert.

2.2 Umsetzungsschritte

Trotz der eher als klein zu bezeichnenden Fläche wurde daher ein Weg gewählt, der die Sanierung über mehrere Teilschritte zum Erfolg bringen sollte. Bei der Umsetzung war, obwohl aufgrund des bereits 1945 eingestellten Produktionsbetriebes der Ölgasanstalt für eine Teilfinanzierung für die Sanierung der Altlast mit Prioritätenklasse 3 eine Bundesförderung von 65 % genehmigt wurde, eine vorab definierte Kostengrenze einzuhalten.

Vorauseilend wurde eine klassische Grundwassersicherungsanlage für den Abstrom der Fläche errichtet und vor Beginn der Arbeiten im Kernbereich der Altlast in Betrieb genommen, um ein Abströmen von möglicherweise mobilisierten Schadstoffen im Zuge der Arbeiten zu verhindern. Die Grundwassersicherungsanlage ist seit November 2019 in Betrieb, seit diesem Zeitpunkt wird der Sanierungserfolg engmaschig überwacht.

Danach erfolgte als weiterer Vorbereitungsschritt ein Phasenabzug der Schwerphase, die teilweise bis zu einem Meter mächtig war. Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden dazu die am höchsten belasteten Bereiche detektiert und definiert und in der Folge über 25 neu errichtete Brunnen die am GW-Stauer befindliche Schwerphase abgezogen. Der Phasenabzug wurde zwischen Dezember 2019 und Juni 2020 umgesetzt, es konnten dabei mehr als 1,5 Tonnen reine Schwerphase durch Abpumpen entfrachtet werden.

Nach einem geringmächtigen Teilaushub folgte das Kernstück der Sanierung- die dauerhafte, großflächige Immobilisierung der PAK- Schwerphase durch „Vermörtelung“ mit der Bodenmatrix über das System der Hochdruckbodenvermörtelung (HDBV).
Bisher wurden über HDBV-Maßnahmen lediglich kleinräumige Kontaminationen von schlecht zugänglichen Bereichen (z.B. unterhalb eines Gebäudes) gesichert.
Im Rahmen dieses Projektes wurde nun aber erstmalig ein 3D-Körper von rund 8.500 m³ im Untergrund (gesättigte Bodenzone) in-situ errichtet- ein Novum in der Geschichte der Altlastensanierung!
Der Körper wurde in 3 Tiefenstufen – angepasst auf das Schadstoffverteilungsbild im Untergrund– errichtet, wobei dies über rund 290 Säulen mit einem Durchmesser von 3 m bewerkstelligt wurde. Eine im Vorfeld definierte Überlappung der Säulen (beim Düsvorgang) sollte gewährleisten, dass keine Hohlräume entstehen und Schadstoffe ungebunden im Untergrund verbleiben.
Abb. 1 zeigt das Bohrgerät bei der Errichtung einer Säule.

Abb. 1: Blick auf die Sanierungsfläche; Bohrgerät bei der Errichtung einer Säule

Für die Beweissicherung des Verfestigungserfolges wurden an 7 Stellen Probebohrungen in den Betonmonolithen gebohrt, die absichern sollten, dass die Zementsuspension trotz hoher Schadstoffbelastung vollständig ausgehärtet war. Abb. 2 zeigt eine Kontrollbohrung aus dem zentralen Verfestigungsbereich.

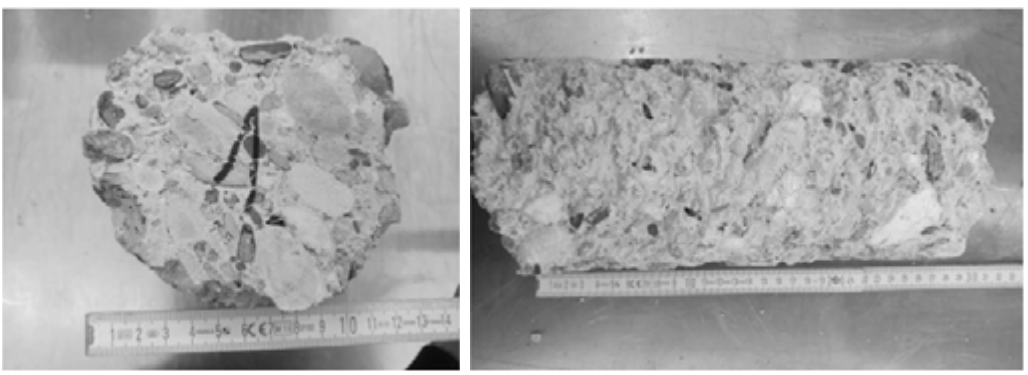


Abb. 2: Kontrollbohrung 1 (Smartminerals GmbH 2021)

Im direkten Abstrom der Verfestigung zeigte sich bereits nach kurzer Zeit eine Verbesserung der Grundwasserqualität.

2.3 Begleitende Grundwasser(beweis)sicherung

Der Betrieb der GW-Sicherungsanlage ist für weitere 2 Jahre vorgesehen, danach sollten abgesehen von einzelnen „Ausreißern“ die Sanierungszielwerte im Grundwasser dauerhaft erreicht werden können.

Ergänzend werden seit Beginn der Sanierung zusätzliche Beweissicherungspegel beprobt, die bereits jetzt keine Kontaminationen mehr aufweisen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die erzielte Lösung an diesem Standort kann als Vorbild für die Wiedereingliederung einer Fläche nach Sanierung einer Altlast in eine hochwertige Flächennutzung (Stichwort „Flächenrecycling“) dienen. Es wurde verhindert, dass ein Teil einer gesamtheitlichen städtebaulichen Lösung nicht genutzt werden kann. Abb.3 zeigt, wie die Fläche 6 Monate nach Sanierung bereits bebaut wurde.

Abb. 3: Altlast vor (links) und nach (rechts) Sanierung

Mit diesem Beispiel der erfolgreichen, großflächigen Verfestigung von Schadstoffen können zukünftig Bereiche ohne Nachsorge saniert werden, die bisher über langjährige (und kostenintensive) Sicherungsanlagen behandelt wurden.

Für dieses Projekt bedeutete es, dass die wichtigste Planungsvorgabe - keinerlei weitere Nachsorgemaßnahmen – mit der großmaßstäblichen Anwendung der Verfestigung erreicht wurde. Nun kann also das mittlerweile in Teilflächen aufgegliederte Areal an die jeweiligen neuen Grundstückseigentümer ohne Nachsorge übergeben werden.

Dieser Sanierungsansatz bietet in Zukunft ein breites Anwendungsspektrum der In-Situ-Sanierung.

LITERATUR

GeoRisk-Environmental Services GmbH: Ergänzende Untersuchungen gemäß §13 ALSAG 1989; Altstandort „Frachtenbahnhof Praterstern Teilbereich 25“ in Wien-Leopoldstadt vom 16.10.2014 (Abschlussbericht und Anlagenband)

Umweltbundesamt GmbH: Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§13 und §14 Altlastensanierungsgesetz) vom September 2016

TERRA Umwelttechnik GmbH: Vertiefende Untersuchungen zur Erstellung einer Variantenuntersuchung vom November 2017

TERRA Umwelttechnik GmbH: Variantenstudie vom Mai 2018

TERRA Umwelttechnik GmbH: Wasserrechtliches Einreichprojekt vom 19. 07. 2018 bzw. 10. 12. 2018 zur Sanierung der Altlast W30

TERRA Umwelttechnik GmbH: Wasserrechtliches Einreichprojekt vom 19. 12. 2019 zur Versickerung der gereinigten Wässer der Altlast W30

Smart Minerals GmbH (2021) Prüfbericht zum Bauvorhaben Nordbahnhof – Altlast W30, Prüfung an Bohrkernen vom 11.02.2021

TERRA Umwelttechnik GmbH: Bericht Fachtechnische Begleitung der Sanierung Altlast W30 – Frachtenbahnhof Praterstern, Bereich Ölgasanstalt vom Dezember 2021

TERRA Umwelttechnik GmbH: Bericht Errichtung und Betrieb Grundwassersicherungsanlage zur Sanierung der Altlast W30 – Frachtenbahnhof Praterstern, Bereich Ölgasanstalt vom Juni 2022

In-Situ Sanierung im Festgestein und alpin geprägtem Environment – Techniken und Möglichkeiten

D. Ruech[1], G. Bures[2] & L. Erpel[2]
[1)] Sensatec GmbH, NL Süd, Ulm, Deutschland
[2)] Sensatec GmbH, NL Ost, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Zuge der Altlastensanierung bleiben mittlerweile immer mehr „schwierig“ zu bearbeitende Standorte mit Herausforderungen im Hinblick auf ihre Lage (überbaut, schwer zugänglich), ihr Schadstoffspektrum und ihr geologisches bzw. hydrogeologisches Setting übrig. Speziell im DACH Raum sind dabei die natürlichen Einschränkungen im Bereich der in-Situ Sanierung von Altalsten aufgrund der geologischen Gegebenheiten eine große Herausforderung und führen oft zur Wahl von nicht optimaler und teils veralteter Sanierungsmethoden wie dig & dump oder Sicherungen mittels pump & treat. Es ist jedoch ein Fakt, dass sich die Flächeninanspruchnahme insbesondre im Alpenraum nicht auf „Deponieflächen“ konzentrieren sollte und eine reine Sicherung oftmals keine abschließende und zielführende Variante ist. Vor allem unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit und der Aufgabe des Energie- bzw. Ressourcensparens sind diese althergebrachten Herangehensweisen mittlerweile überholt. Im Bereich der in-Situ Technologie hingegen wurden weiter Fortschritte gemacht und es wurden (Einbring-)Technologien entwickelt bzw. optimiert, um die verschiedenen in-Situ Verfahren (biologisch, chemisch, physikalisch) auch im Bereich schwieriger geologsicher bzw. hydrogeologsicher Bereiche nachhaltig und effizient umsetzen zu können. Diese Technologien werden nachstehend erläutert.

1 EINLEITUNG

Die in-situ Sanierung ist seit mehreren Jahren als Stand der Technik insbesondere im Bereich gut durchlässiger und homogenere Lockergesteinskörper, sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Zone, anzusehen. Im deutschsprachigen Raum sowie darüber hinaus sind eine Vielzahl von Anwendungen angewendet und vorgestellt worden.
In Österreich sind dahingehend auch auf fachlicher Ebene, u.a. durch den ÖVA und das Umweltbundesamt, Leitfäden und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der in-situ Technologien entstanden (Dörrie & Längert-Mühlegger 2010).
Die bei weitem größte Herausforderung hierzulande ist jedoch die Adaptierung dieser In-Situ Verfahren an die schwierigen Geologischen Bedingungen in Österreich. Klassischerweise sind die Grundwasserressourcen durch glazial geprägte Ablagerungsräume oder Kluftgrundwasserleiter geprägt. Es ergeben sich somit einerseits die Schwierigkeiten einer oftmals geringen Durchlässigkeit und/oder einer sehr präferentiellen Fließrichtung mit teils hohen Abstandsgeschwindigkeiten.
All diese Eigenschaften sind keine optimalen Ausgangslagen zur Umsetzung von in-Situ Sanierungsmaßnahmen im größeren Stil. Jedoch hat es hier in den vergangenen Jahren Bestrebungen und Entwicklungen gegeben, ebendiese Herausforderungen in den Griff zu bekommen und durch verschiedene Technologien diese geologisch schwierigen Untergründe „zugänglich“ für verschiedene in-Situ Sanierungstechnologien zu machen.

Die Herausforderungen bei der in-situ Sanierung in alpin geprägten Environments sind insbesondere durch

1. geringe Durchlässigkeiten und große Inhomogenitäten im Locker- und/oder Festgestein
2. sehr hohe Durchlässigkeiten mit präferenziellen Fließwegen und hohen Abstandgeschwindigkeiten im Locker- und/oder Festgestein

gekennzeichnet.

Aus sanierungsplanerischer Sicht somit zwei auf den ersten Blick vollkommen konträre Eigenschaften, die und das ist die Besonderheit von Altlastenstandorten im alpin bzw. glazial geprägten Raum (südliches Deutschland, Schweiz, Österreich, Norditalien, aber auch Teile Skandinaviens oder Überseeregionen etc.).
Die Herausforderung besteht im Wesentlichen auf den ungünstigen Einfluss dieser Parameter auf die Frage der Verteilung von verschiedensten Wirkstoffen, welche eine in-situ Sanierung erst ermöglichen. Einerseits sind eine unzureichende Ausbreitung bzw. Versorgung zu befürchten (A), anderseits eine zu schnelle Abdrift von Reagenzien (B).
Diese Problematik war in der Vergangenheit oftmals Grund für die nicht-Anwendung von an sich etablierten in-Situ Maßnahmen in solch geprägten Räumen und im Speziellen in Österreich. Nachstehend soll nun anhand von Technologiebeschreibungen verknüpft mit Praxisanwendungen das mittlerweile große „Problemlösungspotential" für diese Standorte gezeigt werden und so ein Beitrag zur vermehrten Umsetzung der Maßnahmen geleistet werden.

2 SUBSTRATEINGABE ÜBER HOCHDRUCKINJEKTION BEI GERINGER DURCHLÄSSIGKEIT

Für die Anwendung einer in-Situ Sanierungstechnologie in einem gering durchlässigen Locker- oder Festgesteinskörper oder in Bereichen mit stark wechselnden Durchlässigkeiten durch eine heterogenen Sedimentabfolge stellt die per se nicht oder nur eingeschränkt zu erwartende Verteilungseffizienz einen großen Nachteil dar. Durch diesen Umstand wird eines der Grundprinzipien der in-situ Sanierung, nämlich die Verbringung der Reagenzien/Wirkstoffe an „Ort und Stelle" (in-situ) stark erschwert.
Um eine in-situ Sanierung trotz dieser Umstände zu ermöglichen ist eine Schaffung der nicht oder nur unzureichenden Durchlässigkeit in Form von künstlich erzeugten „Wegsamkeiten" eine adäquate Lösung. Bei dieser Herangehensweise wird durch Mittel bis Hochdruckeingabe (bis zu 100 bar sind möglich) entweder eine entsprechende Eingabe ins vorhandenen Porenvolumen (Einpressen) mit Schaffung kleinräumiger Wegsamkeiten (Mitteldruck) oder eine dezidiert aufgezwungene Schaffung neuer Wegsamkeiten in Form von Microklüften im (Fest- oder) Lockergestein angestrebt (Swift, et al. 2012).
Im Zuge des sogenannten Targeted Solids Emplacement – Verfahrens, kurz TSE ®, kann dabei die reine Wegsamkeit geschaffen aber zeitgleich mit der Erzeugung der Microklüfte auch gleich eine Deponierung an Wirkstoffen oder Cosubstraten für unterschiedliche in-situ Anwendungen erfolgen. Hier entstehen eindeutige Vorteile gegenüber einer klassischen Flüssigen Eingabe (Infiltration, INF).

Wirkstoffe	Art der Einbringung der Wirkstoffe in Böden und Festgesteinen in Abhängigkeit vom Kf-Wert									
	>10^{-2} m/s	10^{-3}	bis	10^{-4}	<10^{-5}	<10^{-6}	<10^{-7}	<10^{-8}	<10^{-9}	<10^{-9} m/s
	Kies	Sand grob	Sand mittel	Sand fein	Schluffiger Sand	Schluff	Schluffiger Ton	Ton	Festgestein	Geklüftetes Festgestein
Stützmittel (Sand)	INF	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE
Grobe Fe^0 -Fasern	INF	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE
Mikroeisen	INF	INF	INF / TSE	INF / TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	INF / TSE
Feststoff Oxidationsmittel	INF	INF	INF	INF / TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	INF / TSE
Lösliches Oxidationsmittel	INF	INF	INF	INF	INF	INF / TSE	TSE	TSE	TSE	INF
Lösliches Biosubstrat	INF	INF	INF	INF	INF	INF / TSE	TSE	TSE	TSE	INF
Viskoses Biosubstrat	INF	INF	INF	INF	INF / TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	INF
Feststoff Biosubstrat	INF	INF / TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	TSE	INF / TSE

Abb. 1: Übersicht Einsatzgebiete TSE ®Technologie in Abhängigkeit des k_f-Wertes (Quelle: Sensatec GmbH)

Das Verfahren eignet sich für die Anwendung einer Vielzahl von gängigen in-Situ Technologien, entweder um deren Einsatz erst zu ermöglichen oder um die Effizienz zu steigern, mögliche mit der Einbringtechnologie TSE kombinierbare Verfahren sind dabei:

- Physikalische in-Situ Sanierungsmethoden wie Bodenluftabsaugungen, thermische Methoden etc.
- Biologische in-Situ Sanierungsmethoden wie der anaerobe LCKW Abbau, der aerobe BTEX Abbau, etc.
- Chemische in-Situ Sanierungsmethoden wie etwa ISCO, ISCR, etc.
- Kombinationen aus allen o.g.

Im Folgenden wird die prinzipielle Funktionsweise des Verfahrens beschrieben und die wesentlichen Komponenten der notwendigen Technik aufgezeigt.
Durch Andickung von Wasser mittels handelsüblicher und in der Lebensmittelindustrie ubiquitär eingesetzter Verdickungsmittel (z.B. Guarkernmehl) wird ein Trägermedium für verschiedene Feststoffpartikel bis rund 2 mm Korndurchmesser geschaffen. Die jeweilige Zugabe des Verdickers hängt dabei von der Dichte des in der Suspension später „in der Schwebe“ zu haltendem Feststoff ab. Bei den Feststoffen können reaktive aber auch inerte Komponenten berücksichtigt werden.
Die entstandene Suspension ermöglicht nun auch eine entsprechende Druckeingabe bzw. Übertragung auf das Gebirge. Gleichzeitig werden durch das abgestimmte Dichteverhältnis eine Entmischung oder Sedimentation der Komponenten bei der Eingabe verhindert. Die Hochdruckeingabe mit bis zu 100 bar Pumpendruck bewirkt anschließend eine Rissbildung im Untergrund und ist vom Prinzip dem Frackingverfahren in der Erdöl- und Erdgasindustrie nicht unähnlich (jedoch mit gänzlich anderen und auch bewilligungsrechtlich unkritischen Wirkstoffen).
Die Rissbildung erfolgt entweder im upside-down Verfahren direkt über das Bohrgestänge einer Direct-Push Bohranlage (Geoprobe®) oder (insbesondere bei Eingaben im Festgestein oder überkonsolidiertem Lockergestein) über Manschettenrohre von unten nach oben in Kunststoff- oder Edelstahlausführung. Diese Manschettenrohre sind von Ihrem Wirkprinzip aus der Geotechnik bekannt und erprobt und werden für Zementanker und dgl. eingesetzt.

Neben der Feststellung und Überwachung von Eingabemenge und Eingabedruck sowie eine pot. notwendige Bauwerksüberwachung durch ein statisches Sicherheitskonzept (z.B. Einsatz von Schlauchwagen und Alarmschwellenfestlegung max. tolerierter Hebungen) ist auch eine Überwachung der Rissbildung selbst sowie der Ausbreitungsradien als Bestandteil der Eingabetechnik zu sehen. Prinzipiell sind hier folgende Herangehensweisen oder auch eine Kombination daraus möglich:

- Ermittlung des theoretischen Reichweitenradius (ROI Radius of Influence) anhand der Verpressmenge an Suspension inkl. Plandarstellung,
- Verifikationsbohrungen (innerhalb des ermittelten ROI) und Prüfung der Ausdehnung am Bohrkernmaterial (optisch durch Farbgebung, Magnetmessung etc.),
- Real-time Überwachung der Eingabe und Rissausbildung durch Neigungsmesser (Tiltmeter) und nachträgliche Darstellung als 3D Modell (siehe auch unten).

Je nachdem wie die Injektion erfolgt ist (direkte Injektion übers Bohrgestänge vs. Manschettenrohrinjektion, siehe unten) kann eine wiederholte Eingabe von Wirkstoffen teils ohne großen Aufwand erfolgen. Teilweise ist auch eine „Streckung“ einer Eingabekampagnen über bis zu mehreren Wochen ratsam, um insbesondere bei sehr großen Eingabevolumina eine entsprechende Beruhigung des Untergrundes zu ermöglichen.

2.1 Exkurs Signalerfassung mittels Neigungsmeter (Tiltmeter, Projekt Schweiz))

Bei der Hochdruckinjektion von verflüssigten Wirkstoffen und der daraus verursachten hydraulische Rissbildung („Bodenbruch“) im Untergrund entsteht ein Verformungsfeld, welches in alle Richtungen ausstrahlt und so eine charakteristische Verformung der Erdoberfläche erzeugt. Geophysikalische Modelle verknüpfen die Bruchparameter (Orientierung, Dimension und Neigung) mit der induzierten Oberflächenverformung. Das Prinzip der Kartierung der Brüche mit Tiltmetern

(Bodenneigungsmeter) besteht darin, diese Oberflächenverformung zu messen und dann das geophysikalische inverse Problem zu lösen, um so die Parameter des unterirdischen Bruchs zu bestimmen, welcher entstanden sein muss, um die beobachtete Oberflächenverformung zu erzeugen.

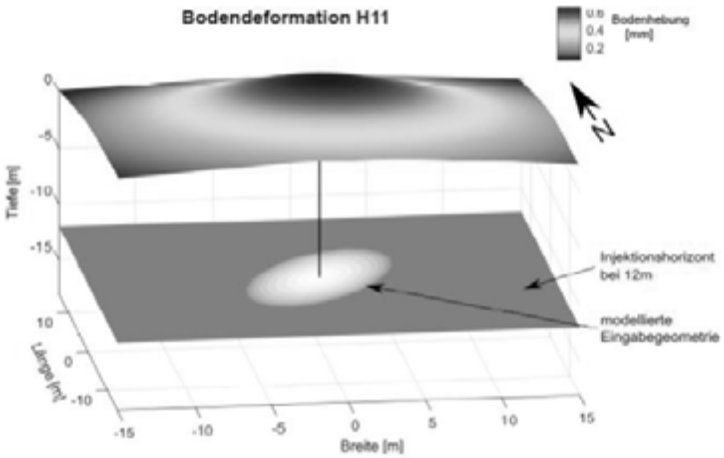


Abb. 2: Datenauswertung Tiltmeter im 3D Verfahren SENSATRAX (Sensatec GmbH 2022)

Bei der o.g. Abbildung handelt es sich um die Datenauswertung aus einem Schweizer Projekt mit Eingabe eines Oxidationsmittels bis in Tiefen von rund 20 m u. GOK. Der Standort an sich zeichnete sich durch eine stark überkonsolidierte Grundmoränenabfolge (tonig-siltig, teils Geschiebeblöcke) unterlagert von gut durchlässigen quartären Vorschüttschottern (relevanter Trinkwasserkörper) aus. Die Eingabe erfolgte über Manschettenrohre (Ausführung durch lokales Bohrunternehmen). Der erfolgreich umgesetzte Pilotversuch soll im Nachgang in der full-scale Ausführung zur Beseitigung der (Rest-)Schadstoffphase in der Grundmoräne führen und den unterlagernden Schotter so vor einer Kontamination bewahren.

2.2 Exkurs Manschettenrohr

Manschettenrohre sind Injektionsrohre aus Hart – PVC oder Stahl, die in einem zweckdienlichen Abstand perforiert sind. Die Perforation ist mit einer Gummimanschette überdeckt, die sich unter dem Injektionsdruck ventilartig aufbläht und das Injektionsgut durch die Perforation in die Umgebung austreten lässt. Der Abstand der Gummimanschetten kann der jeweiligen Aufgabe angepasst werden. Er beträgt standardmäßig 33 cm bzw. 50 cm, in Frage kommende Durchmesser liegen bei 2 Zoll. Wenn das Manschettenrohr nach der Injektion ausgespült wird, kann jede Gummimanschette erneut beaufschlagt werden. Manschettenrohre werden in Längen von 1 m bis 5 m hergestellt. Der Ringraum zwischen Bohrlochwand und Manschettenrohr wird von unten nach oben mit einer Mantelmischung gefüllt. Das Manschettenrohr ist unten mit einer Bodenkappe verschlossen. Die Mantelmischung (Zement/Bentonit oder Dämmer) hat mehrere Aufgaben:

- sie stabilisiert das Bohrloch und hält das Manschettenrohr in seiner Lage fest,
- sie verhindert, dass das Injektionsgut im Ringraum hochsteigt.

Nach dem Abbinden der Mantelmischung werden die einzelnen Gummimanschetten mit einem Doppelpacker angefahren. Mit Wasser oder auch bereits mit der Injektionssuspension wird der Ringraum im Bereich der Gummimanschetten aufgebrochen. Eine Überwachung des Druckverlaufes ist erforderlich, um am plötzlichen Druckabfall das Aufreißen der Mantelmischung zu erkennen. Danach beginnt der eigentliche Injektionsvorgang, bei dem stufenweise jede Gummimanschette mit der Injektionssuspension verpresst wird. Der Verpressdruck und die zu verpressende Menge richtet sich nach den örtlichen Gegebenheiten und der Aufgabenstellung.

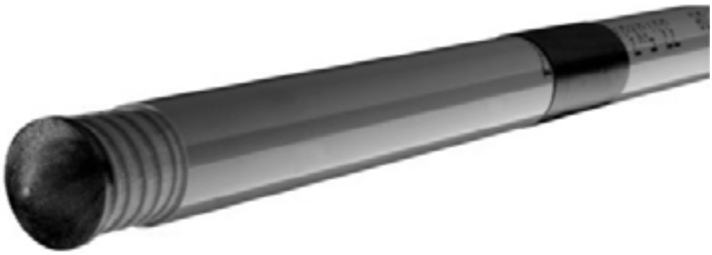


Abb. 3: Manschettenrohr (Quelle: STS Spezial Tiefbau Systeme GmbH)

Hydraulik-Doppelpacker stellen eine besondere Form der Manschettenrohrpacker dar. Der Hydraulik-Doppelpacker wird hauptsächlich zur Injektion, z.B. mit Manschettenrohren eingesetzt. Es handelt sich um einen Doppelpacker, bestehend aus zwei Schlauchpackern, die über eine Mehr-Stege-Konstruktion fest miteinander verbunden sind. Diese Konstruktion ermöglicht, dass das Injektionsgut ungehindert zwischen den beiden Packern austreten kann und verhindert weitgehend Verstopfungen im Packer. Der Abstand zwischen den beiden Abdichtstrecken ist auf den Abstand der Manschetten handelsüblicher Manschettenrohre abgestimmt und beträgt 330 oder 500 mm. Der Hydraulik-Doppelpacker lässt sich gut in Manschettenrohre einführen. Im gespannten Zustand dichtet er zuverlässig ab. Die einfache und sichere Anwendung ermöglicht eine effektive Injektion.

3 SANIERUNGSVERFAHREN IN STARK DURCHLÄSSIGEM UNTERGRUND (HIER POREN- UND KLUFTGRUNDWASSERLEITER)

Eine hohe Durchlässigkeit stellt im Bereich der in-Situ Sanierung eine prinzipiell positive Eigenschaft dar, da eine hohe Wahrscheinlichkeit für den entsprechenden Kontakt zwischen Sanierungsmedium (Wirkstoff)bzw. induzierten Sanierungsprozessen und Schadstoff besteht. Sehr hohe Abstandsgeschwindigkeiten oder im Aquifer vorhandenen präferenzielle Fließwege können aber bei einer rein passiv betriebenen Maßnahme (reine Wirkstoffzugabe und „natürliche Verteilung“) zu einer hohen Ineffizienz im Materialverbrauch oder auch zu einer unzureichenden Sanierungsleistung führen. Dabei spielen insbesondere eine entsprechende Erkundung des Standortes sowohl im Hinblick auf die Schadstoffverteilung als auch auf die hydraulischen Parameter eine wesentliche Rolle, als auch die Ausarbeitung eines detaillierten hydrogeologischen Modells mit entsprechender Abbildung der zu erwartenden Fließregime. Diese schon im Vorfeld der Sanierung anzusiedelnden Maßnahmen ermöglichen eine entsprechende Planungssicherheit für die Lagebestimmung und Anzahl von Injektions- und Förderelementen und stellen die Grundlage der Anlagenauslegung im Hinblick auf Förder-, Durchfluss- und Injektionsraten dar. Es liegen hierzu Fallstudien aus Süddeutschland und der Schweiz vor, bei denen das entsprechende Herangehen im Falle eines sehr gut durchlässigen Kiesaquifers mit vollständiger Überbauung, eines Kluftgrundwasserleiters mit 3 unterschiedlichen teils zusammenhängenden Aquifereinheiten und eines Poren-/Kluftgrundwasserleiters mit hohen Schadstoffgehalten und einem hydraulischen Anschluss an das überlagernde Quartär erfolgreich umgesetzt wurde:

Die wesentliche Implementierung von

- abgestimmten Erkundungsmaßnahmen (Schafstoff, Geologie, Hydrogeologie),
- Einbindung fachlich kompetenter Planungspartner,
- Standortspezifischer Sanierungsplanung,
- Standortspezifischer Anlagenauslegung,
- Ständiger hydrogeologischer Sanierungsbegleitung und
- hoher Flexibilität zur Abänderung des Bewirtschaftungsregimes an aktuelle Situationen

stellt hier eine sehr gute Kontrollierbarkeit der in-Situ Maßnahme sowie eine Planungssichere Umsetzung dar und damit eine gute Argumentationsgrundlage für eine vermehrte Umsetzung von in-Situ Maßnahme auch im alpin geprägten Environment. Somit kann auch ein Kluftgrundwasserleiter effizient und nachhaltig saniert werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Es liegen zur Vermehrten Anwendung von in-situ Sanierungen im DACH Raum mittlerweile althergebrachte als auch standortspezifisch anpassbare Verfahren vor, die eine Umsetzung durch Einbringmöglichkeiten bzw. Steuerelemente möglich und sinnvoll machen. Diese Technologien sind dabei nicht auf das eine tatsächliche Sanierungsverfahren beschränkt, sondern gehen das zu Grunde liegenden Problem der Zugänglichkeit direkt an und lösen es. Es ist somit zu erwarten, dass es zu vermehrten Anwendungen von in-Situ Lösungen gerade auch mit Blick auf eine nachhaltige und ressourcenschonende Herangehensweise im DACH Raum geben wird.

LITERATUR

Dörrie, T. & Längert-Mühlegger, H. (2010) *Technologiequickscan In-situ-Sanierungstechnologien.* Wien: Österreichsicher Verein für Altlastenmanagement ÖVA.

Sensatec GmbH (2022) *Geophysikalische Tiltmeter Analyse Oxidationsmitteleingabe im Zuge eines TSE-Pilotversuches am Standort ehem. Binggeli Galvano, Münchringen / Schweiz.* Ulm/Berlin/Kiel: Sensatec eigen.

Swift, D., Rothermel, J., Peterson, L., Orr, B., Bures, G., Weidhaas, J. (2012) *Remediating TCE-contaminated groundwater in low-permeability media using hydraulic fracturing to emplace zero-valent iron/organic carbon amendment. Remediation Journal*, Vol. 22, S. 49-67.

Passive Dekontamination von PFC-Böden im Landschaftsbauwerk mittels Sorptionsmatte

S. Niewerth[1], L. Carbone[1] & H. Lassnig[2]
[1)] HUESKER Synthetic GmbH, Anwendungstechnik, Gescher, Deutschland
[2)] HUESKER Synthetic GmbH, Außendienst Österreich, Weitensfeld, Österreich

KURZFASSUNG: Der Umgang mit Böden, die mit Per- und Polyfluorierten Chemikalien (PFC) versetzt sind, ist eine ökologische und wirtschaftliche Herausforderung für Flächeneigentümer von Altlaststandorten. Da viele der über 4.700 PFC-Einzelverbindungen leicht wasserlöslich sind, werden die Stoffe mit den Jahren aus den Böden ausgewaschen und verteilen sich mithilfe des Grundwassers. Grundstückseigentümer, die Bauprojekte auf kontaminierten Standorten realisieren wollen, stehen vor der Fragestellung, wie sie mit dem ausgehobenen Boden umgehen können. In vielen Ländern fällt der Boden nach dem Aushub nicht länger unter die Bodenschutzbestimmungen, sondern unterliegt dem Abfallrecht und muss folglich deponiert oder aufwändig behandelt werden. Ein aus der Sicht der Autoren innovativer Ansatz ist die Verwendung von neuartigen Sorptionsmatten, die unterhalb technischer Bauwerke, bestehend aus den Böden, verlegt werden. Die geotextilen Schadstofffilter bieten eine bautechnisch unkomplizierte Möglichkeit für die Sicherung in Verbindung mit einer passiven Dekontamination des Aushubmaterials. Bei dem Konzept wird die leichte Wasserlöslichkeit der Schadstoffe gezielt eingesetzt, um eine passive Behandlung herbeizuführen. Mit Hilfe des natürlichen Niederschlags findet mit der Zeit ein Austrag aus dem Erdkörper statt, wobei der saubere Untergrund dauerhaft geschützt ist.

1 LANDSCHAFTSBAUWERKE AUS BELASTETEN BÖDEN

Technische Bauwerke aus Bodenmaterial, wie z.B. Lärm- und Sichtschutzwände, Infrastrukturdämme oder Gewerbe- und Industrieflächen, werden aufgrund der Bodenverknappung und zur Vermeidung langer Transportwege zunehmend aus Ersatzbaustoffen errichtet. Hierbei handelt es sich u.a. um Böden mit umweltrelevanten Inhaltsstoffen. Wichtig ist, dass die baulichen Anlagen nicht zu einer schädlichen Verunreinigung des Untergrunds und Grundwassers führen. Dementsprechend sind ggf. Sicherungsmaßnahmen erforderlich. Welche Maßnahmen zu treffen sind, wurde in Deutschlang lange in der LAGA M20 (LAGA 2003) geregelt. Ab dem 01. August 2023 wird das LAGA Merkblatt durch die Ersatzbaustoffverordnung (BAnz 2021) abgelöst. Für PFCs gibt es aktuell noch keine Zuordnungswerte, wie sie aus der LAGA M20 bekannt waren. Im „Leitfaden zur PFAS-Bewertung“ (BMUV 2022) werden daher vorläufige maximal zulässige Konzentrationen im W/F 2:1-Eluat definiert. Aus diesen Werten ergebt sich eine Verwertungskategorie, die wiederum über die zu treffende Sicherungsmaßnahme entscheidet.

	VK 1 Uneingeschränkter offener Einbau	**VK 2** Eingeschränkter offener Einbau in Gebieten mit erhöhten PFAS-Gehalten (* siehe Erläuterungen)	**VK 3** Eingeschränkter Einbau in technischen Bauwerken mit definierten Sicherungsmaßnahmen
Perfluorbutansäure, **PFBA**	≤ 10,0	≤ 20,0	≤ 50
Perfluorhexansäure, **PFHxA**	≤ 6,0	≤ 12,0	≤ 30
Perfluoroktansäure, **PFOA**	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 1
Perfluornonansäure, **PFNA**	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,6
Perfluorbutansulfonsäure, **PFBS**	≤ 6,0	≤ 12,0	≤ 30
Perfluorhexansulfonsäure, **PFHxS**	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 1
Perfluoroktansulfonsäure, **PFOS**	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 1

Abb. 1: Vorläufige maximal zulässige Konzentrationen im W/F 2:1-Eluat in µg/l für die entsprechenden Verwertungskategorien (BMUV 2022)

Im Leitfaden ist entsprechend definiert, dass der Boden uneingeschränkt, offen eingebaut werden darf, wenn die Eluatwerte des Bodens unterhalb den Geringfügigkeitsschwellenwerten aus Spalte VK 1 liegen. Ein offener, uneingeschränkter Einbau wäre dementsprechend möglich, wenn sichergestellt ist, dass das Eluat beim Austritt aus dem technischen Bauwerk die Konzentrationen gemäß VK 1 aufweist. Dies steht auch im Einklang mit den Regelungen des Wasserhaushaltsgesetzes (Rechtsgrundlage), da hier die Qualität des Grundwassers und nicht die des Sickerwassers definiert ist. Die technische Möglichkeit zur Erzielung derartig geringer Konzentrationen des Sickerwassers (unverdünnt im W/F-Eluat <<1:1) unterhalb des technischen Bauwerks ist der Einsatz von aktiven Geoverbundstoffen bzw. „Sorptionsmatten“, wie in Abb. 2 dargestellt.

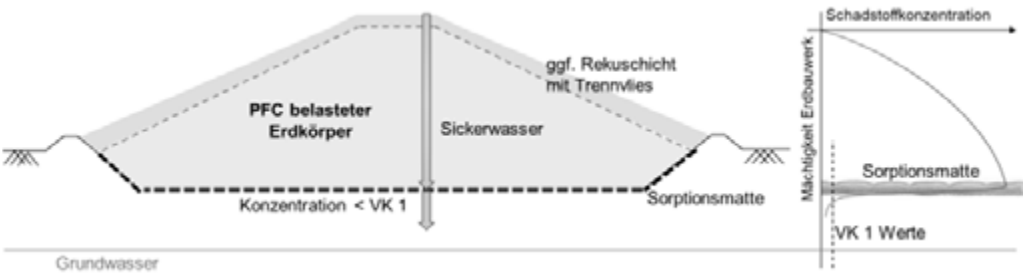


Abb. 2: Schema Erdbauwerk mit Sorptionsmatte und Anreicherung des Sickerwassers mit PFCs

Bei diesem Ansatz wird der Eintrag von Regenwasser in den Erdkörper gezielt eingesetzt, um die Schadstoffe zu lösen. Das Sickerwasser belädt sich mit den umweltrelevanten Inhaltstoffen und transportiert sie zur wasserdurchlässigen Sorptionsmatte. Hier wird das Wasser gefiltert, bevor es ungehindert und mit einer zulässigen Schadstoffkonzentration weiter in den Untergrund versickert. Der Vorteil dieses Systems ist die sukzessive Dekontamination des Erdkörpers.
Um die Besorgnis des Schadstoffeintrags in den Untergrund auszuschließen, muss die effektive Aufnahme der Schadstoffe durch den Sorbenten sowie die langfristige Bindung der PFCs an dem aktiven Geoverbundstoff nachgewiesen und sichergestellt sein. Für diese Anforderungen wurden von der Firma HUESKER Sorptionsmatten mit Sorbenten ausgestattet, die selektiv PFCs binden.

2 AKTIVE GEOVERBUNDSTOFFE

Aktive Geoverbundstoffe bestehen, gleichermaßen wie geosynthetische Tondichtungsbahn, aus einer Träger- und einer Decklage aus Geovliesstoffen und/oder Geogeweben. Diese Geotextilien dienen als Ummantelung, um die Sorbenten dauerhaft mechanisch stabilisiert und mit einer gleichmäßigen Schichtdicke im Feld verlegen zu können. Durch eine Verbindung von Träger- und Decklage durch Vernadelung oder Vernähung werden die Geotextilien kraftschlüssig miteinander verbunden. Diese Verbindung hält die Sorbenten stabil in Position und verhindert eine Erosion der granularen Aktivstoffe. Das Herzstück der Matten ist die Aktivschicht für die Entfernung von PFCs aus dem Sickerwasser. Sie besteht im Wesentlichen aus einem modifizierten, selektiven und daher hocheffektiven Ionentauscher. Der Aktivstoff wird mit einer Schichtstärke von wenigen Millimetern sandwichartig zwischen den Geotextilien eingeschlossen.
Zur Entwicklung einer langlebigen Sorptionsmatte müssen vier Leistungsfaktoren berücksichtigt werden: a) Affinität, b) Kinetik, c) Kapazität und d) Irreversibilität. Die Affinität beschreibt die Neigung des Sorptionsmittels, bestimmte Schadstoffe aufzunehmen. Bei PFC ist es wichtig, dass lang- und kurzkettige PFC-Verbindungen gleichermaßen entfernt werden. Die Kinetik bestimmt, ob es möglich ist, die Schadstoffkonzentrationen unter die Geringfügigkeitsschwellenwerte zu senken, während das Sickerwasser mit der natürlichen Fließgeschwindigkeit durch den Filter sickert. Die Kapazität muss größer sein als das Produkt aus der maximalen Höhe des technischen Bauwerks, der PFC-Konzentration des Bodens – respektive des Eluats – und einem angemessenen Sicherheitsfaktor. Die Irreversibilität schließt eine zeitverzögerte Desorption aus und ermöglicht somit einen dauerhaften Einsatz der Sorbenten im Feld. Darüber hinaus gibt es einige Wechselwirkungen zwischen diesen Faktoren. Alle Parameter wurden im Zuge der Produktentwicklung in Laborversuchen analysiert.

3 ERGEBNISSE AUS LABOR UND FELDVERSUCHEN MIT PFC-BÖDEN

3.1 Laborversuche

Zur Ermittlung der Leistungsfaktoren wurde ein unabhängiges Labor mit der Durchführung eines umfangreichen Versuchsprogramms beauftragt. Dabei wurden zunächst einfache Sorptionsversuche durchgeführt, bei denen der Sorbent für eine bestimmte Dauer mit einem mit PFC angereicherten Deponiesickerwasser in einem Probenbehälter in Kontakt standen („Batch-Tests“). Hierbei konnte die Affinität des Sorbents mit unterschiedlichen PFCs initial untersucht werden. Die Prüfflüssigkeit war, neben anderen TOCs, insbesondere besetzt mit PFBA, PFPeA, PFBS, PFHxA, PFPeS, PFHpA, PFOA, PFHxS und PFOS. Die Konzentrationen wurden teilweise künstlich erhöht. So lagen die Einzelverbindungen im Bereich von ca. 0,1 µg/l bis zu 10 µg/l je Einzelverbindung. Insbesondere bei den höheren Konzentrationen wurde eine hohe Aufnahme der Stoffe von bis zu 99,9 % für alle untersuchten PFC-Typen festgestellt, wie Abb. 3 zeigt. Neben der Affinität wurde in diesen Versuchen auch ein erstes Bild über die Kinetik gewonnen. Es zeigte sich, dass diese mit der Konzentration der Stoffe variiert. Bei höherer Konzentration von 10 µg/l wurden in den ersten 5 Minuten (geringstmögliche Dauer bis Probenentnahme) bereits eine deutliche Entfernung der PFCs aus dem Probenwasser nachgewiesen, wie Abb. 3 zeigt. Es wird vermutet, dass rund 90 % des Behandlungserfolgs innerhalb der ersten 2 Minuten stattfindet. Bei geringeren Konzentrationen ist festzustellen, dass für PFOS und PFBA eine längere Kontaktzeit erforderlich und die Effektivität für die Einzelverbindungen verringert ist, wie Abb. 4 zeigt. Nach diesen ersten Tests wurde die Konzentration weiter auf bis zu 4.000 µg/l für die Summe der PFCs gesteigert. Auch hier liegt die Effektivität bei bis zu 99,9 %.

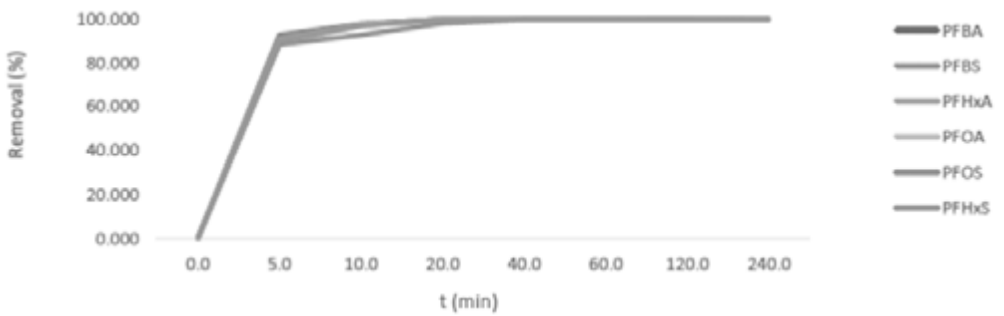


Abb. 3: Entfernung der PFC aus dem Probenwasser bei hoher Konzentration (~10 µg/l)

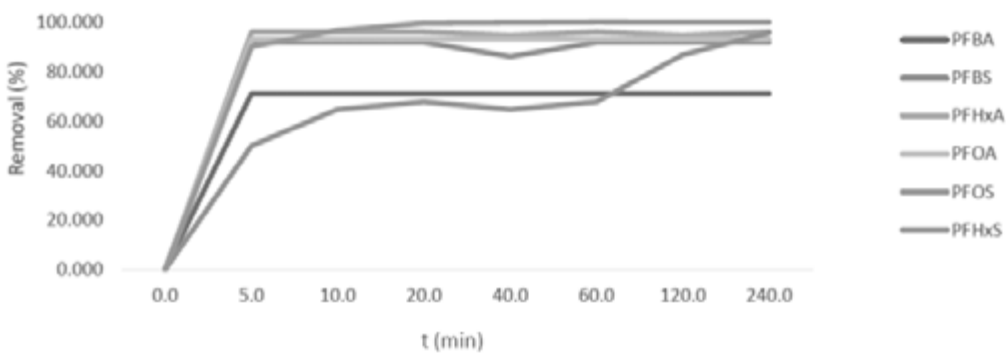


Abb. 4: Entfernung der PFC aus dem Probenwasser bei geringerer Konzentration (~0,1 µg/l)

Die Batch-Tests bestätigten die Erwartungshaltung einer hohen Effektivität des Sorbenten, weshalb weiterführende Säulenversuche durchgeführt wurden. Hierbei wurde eine dünne Schicht von wenigen Millimetern des Sorbents mit einem definierten Durchfluss von 22 ml/min durchströmt. Hieraus ergibt sich eine Sickergeschwindigkeit von k = 4,86E-05 m/s. Der Versuchsaufbau ist in Abb. 5 gezeigt. Auch bei den Säulenversuchen zeigt sich, dass die Effektivität hoch ist. Neben

dem Versuchsaufbau zeigt Abb. 5 die Ergebnistabelle für sechs PFC Einzelverbindungen. Die Konzentration (Spalte „initial concentration“) wurde mit rund 1.000 µg/l extrem hoch gewählt, um in einer absehbaren Zeit einen Durchbruch herbeizuführen. Die Spalte „concentration at optimum performance“ zeigt die Eluatkonzentration nach Durchfluss durch den Filter.

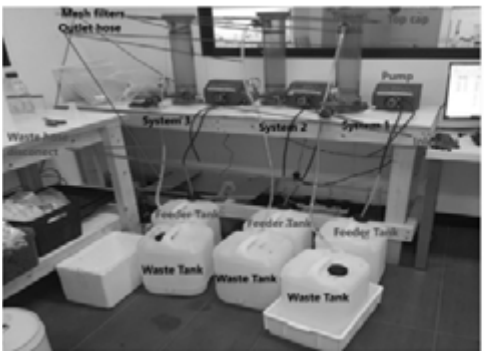


Table 5 *Initial concentration vs optimal concentration and % PFAS removal efficiency at optimum performance*

Congener	Initial concentration (µg/L)	concentration at optimum performance (µg/L)	actual reduction (µg/L)	% Removal efficiency
PFBA	977.2	97.3	879.9	90.0
PFBS	1154.7	120.3	1034.4	89.6
PFHxA	1059.8	78.9	980.9	92.6
PFHxS	1241.0	36.0	1205.0	97.1
PFOA	916.5	118.6	797.9	87.1
PFOS	743.8	61.8	682.0	91.7

Abb. 5: Aufbau der Säulenversuche und Ergebnisse bei sehr hoher Konzentration

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Effektivität, während des Durchflusses der ersten 20 l der Prüfflüssigkeit (entspricht rd. 100.000 µg sorbierten PFC), am höchsten ist. Dies ist in Abb. 6 zum Zeitpunkt von 15 Stunden (15 h * 60 min * 22 ml/min = 19,8 l) erreicht. Danach stellt sich offenbar eine gewisse Sättigung des Sorbents ein, die dazu führt, dass die Effektivität bei gleichbleibender Konzentration abnimmt. Die grüne Linie würde eine 100%ige Entfernung aller PFC bedeuten. Die orangene Linie ist die tatsächliche Entfernung, die in den Versuchen aufgezeichnet wurde. Auf einen Anwendungsfall mit einer realistischen Konzentration von beispielhaft 3 µg/l PFC-Anreicherung im Sickerwasser und einem jährlichen Niederschlag von rund 1.000 mm/m² übertragen, könnte die Sorptionsmatte rechnerisch 33 Jahre lang bei höchster Effektivität verwendet werden (konservative Annahme: 100 % Versickerung des Regens in den Erdkörper). Danach ist die Kapazitätsgrenze nicht erreicht, aber die Effektivität geht zurück. Im Versuch stellt sich nach 50 Stunden, resp. 246.000 µg sorbierten PFC, resp. 82 Jahren im Feld eine Effektivität von 75 % ein. Es ist davon auszugehen, dass nach einem derart langen Zeitraum eine Abnahme der Konzentration im Sickerwasser, also eine Dekontamination des Bodens, eintreten wird. Entsprechend wird die tatsächliche Liegedauer länger sein. Die Kapazität ist dementsprechend auch für Erdbauwerke mit großen Bodenmengen hinreichend. Ohne einen Durchbruch festzustellen, wurde der Versuch nach einer Dauer von 50 Stunden beendet. Es ergibt sich bis zum Abschluss der Versuche eine Kapazität des Sorbents von 7.000 µg/g.

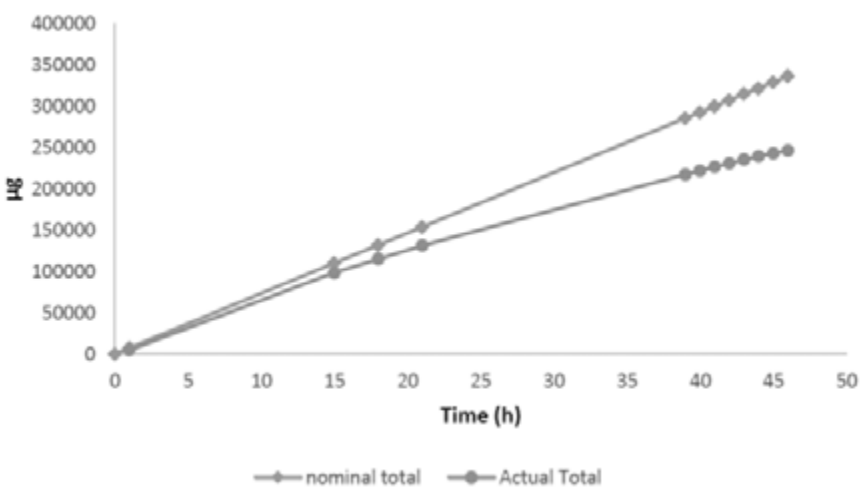


Abb. 6: Effektivität des aktiven Geoverbundstoffs über die Beladung

Abschließend wurde der Parameter der Irreversibilität, also das Desorptionsverhalten des Sorbents, untersucht. Hierzu wurde der PFC-beladene Sorbent insgesamt über eine Dauer von 2 Monaten in ein Gefäß mit deionisiertem Wasser gegeben und dauerhaft geschüttelt. Auf diese Weise wurde untersucht, ob sich die PFCs nach der Aufnahme vom Sorbenten wieder ablösen lassen. Die Desorptionsrate lag bei weniger als 0,1 %. Folglich kann die Bindungskraft als äußerst hoch bezeichnet werden. Weitere Extraktionsversuche mit einem Lösungsmittel (Accelerated Solvent Extraction) stehen noch aus.

3.2 Feldversuche

Der Erfolg aus den Labortests wurde in einem Testprojekt im Feld wiederholt. Hierzu wurde ein Versuchsfeld mit PFC-belastetem Boden und der Sorptionsmatte errichtet. Das Wasser, das durch den Boden und den aktiven Geoverbundstoff sickert, wurde gesammelt und im Labor auf die PFC-Fracht analysiert. Erste Daten aus dem Frühjahr 2022 liegen den Autoren zum Zeitpunkt der Berichterstellung vor. Eine Verifizierung dieser ersten positiven Ergebnisse wird im weiteren Verlauf des Jahres erfolgen. Es zeigt sich in der Tabelle in Abb. 7, dass alle Einzelverbindungen unterhalb der Geringfügigkeitsschwellenwerte und dementsprechend im Bereich der VK 1 (uneingeschränkter, offener Einbau) gemäß Abb. 1 liegen. Es wird vermutet, dass die Effektivität noch gesteigert werden kann, wenn der Boden verdichtet in ein Landschaftsbauwerk eingebaut wird. Dies liegt an der höheren Kontaktzeit aufgrund einer langsameren Sickerwasserfließgeschwindigkeit.

PFAS	Blindfeld	Aktiver Geoverbundstoff	Effektivität
	concentration [µg/l]	concentration [µg/l]	
PFBuA	0,061	0,020	67,2 %
PFPeA	0,150	0,020	86,6 %
PFHxA	0,200	0,026	87,0 %
PFHpA	0,068	0,010	85,3 %
PFOA	0,096	< 0,008	~ 100 %
PFNoA	0,014	< 0,008	~ 100 %
PFDeA	< 0,008	< 0,008	-
PFUdA	< 0,008	< 0,008	-
PFDoDA	< 0,008	< 0,008	-
PFTrDA	< 0,008	< 0,008	-
PFTeDA	< 0,010	< 0,010	-
PFHxDA	< 0,020	< 0,020	-
PFBuS	0,027	< 0,008	~ 100 %
PFHxS	0,500	0,038	92,4 %
PFOS	0,480	0,069	85,6 %
PFDeS	< 0,008	< 0,008	-
PFOSA	< 0,008	< 0,008	-

Erste Ergebnisse

Abb. 7: Aufbau Testfeld und erste Ergebnisse

Weitere umfangreiche Außenversuche bei denen z.B. Starkregenereignisse und ein Austrocknen des aktiven Geoverbundstoffs simuliert werden, beginnen im Sommer 2022.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Das Zusammenwirken der großflächigen Ausbreitung von PFCs durch ihre leichte Wasserlöslichkeit und den geltenden Regelungen im Abfallrecht führen dazu, dass bei Bauprojekten mit PFC-haltigem Aushub große Mengen an Boden deponiert oder ggf. aufbereitet werden müssen. Das ohnehin abnehmende Deponievolumen, weite Transportstrecken und technische sowie rechtliche Unsicherheiten in Bezug auf die Sickerwasserbehandlung sind Preistreiber für die Deponierung der Böden. Eine Wiederverwendung der PFC-belasteten Böden in Landschaftsbauwerken stellt einen zukünftigen Lösungsansatz dar. Optimalerweise ergibt sich ein Synergieeffekt mit Vorteilen für den Eigentümer des belasteten Bodens als auch für den Bauherren des Erdbauwerks. Der Bodeneigentümer kann das Material kostengünstiger abgeben als es z.B. bei einer Deponierung der Fall wäre. Der Bauherr des technischen Bauwerks erhält Baumaterial und zusätzlich noch eine monetäre Erstattung für die Annahme des Bodens mit der er dann ggf. die Sicherungsmaßnahme refinanzieren kann.

Eine neue Sicherungsmaßnahme sind die in diesem Aufsatz vorgestellten aktiven Geoverbundstoffe mit einem Sorbenten selektiv für PFCs. Als permeabler Schadstofffilter werden die geotextilen Verbundstoffe unter dem Landschaftsbauwerk eingebaut. Die Sorptionsmatte stellt eine Barriere für die Schadstoffe, nicht aber für das Sickerwasser dar. Auf diese Weise bleibt der natürliche Fließweg des Wassers erhalten und der Untergrund gleichzeitig geschützt. Da die technischen Bauwerke nicht abgedichtet sind, wird der natürliche Niederschlag die PFCs mit der Zeit austragen und in die Sorptionsmatte tragen. Dabei muss sichergestellt sein, dass der Filter die Stoffe effektiv – also bis auf die Geringfügigkeitsschwellenwerte – aus dem Sickerwasser entfernt und sie dauerhaft bindet. Der zuvor vorgestellte Sorbent zeigt in Labor und ersten Feldversuchen gute Eigenschaften, um diese Aufgabe zu lösen. Zusammenfassend hat der Sorbent gegenüber anderen Adsorbern vier wesentliche Vorteile:

- Er bindet nachweislich lang- als auch kurzkettige PFCs.
- Rund 90 % der Schadstoffentfernung findet in den ersten 2 Minuten im Kontakt mit dem Sickerwasser statt. Jede weitere Minute erhöht die Schadstoffaufnahme. Dies ermöglicht die Entwicklung dünner Filterschichten für natürliche Sickerwasserfließgeschwindigkeiten von sandig, schluffig und tonigen Böden.
- Die Kapazität ist mit rd. 7.000 µg/g deutlich höher als die von anderen Adsorbern.
- Der chemische Mechanismus der Schadstoffaufnahme ist nicht nur die Adsorption mittels van-der-Waals Kräfte, wie z.B. bei Aktivkohle, sondern eine deutlich stärkere Bindung durch den Ionenaustausch. Diese Bindungsform ist irreversibel und eine Desorption daher nahezu ausgeschlossen.

Der Einsatz von Sorptionsmatten stellt einen geeigneten bautechnischen Ansatz für die Sicherung von PFC-Böden in technischen Bauwerken. Auch wasserhaushaltsrechtlich sollte der Einsatz der Matten möglich sein, wenn die Eluatkonzentration des Sickerwassers (W/F-Eluat <<1:1) am Übergang zwischen technischem Bauwerk und sauberem Untergrund unterhalb der Geringfügigkeitsschwellenwerte liegen. Neue Möglichkeiten, wie sensorgestützte in-situ Konzentrationsmessungen, können zukünftig das Monitoring des Schadstofffilters an der Grenze zwischen Landschaftsbauwerk und Untergrund unterstützen.

LITERATUR

BAnz (2021) Verordnung über Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technische Bauwerke. Bundesanzeiger (BGBl. I S. 2598) 9. Juli 2021 .

BMUV (2022) Leitfaden zur PFAS-Bewertung. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz.

LAGA (2003) Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen (Mitteilung 20). Mainz: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA).

PFAS im Altlastenbereich – Erfahrungen aus Europa und Österreich

G. Döberl[1]
[1)] Umweltbundesamt, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine Gruppe synthetischer, persistenter organischer Schadstoffe, die aufgrund ihrer breiten Anwendungsmöglichkeiten und ihrer stofflichen Eigenschaften ubiquitär in der Umwelt vorkommen. In den vergangenen beiden Jahrzehnten wurden in Europa zahlreiche PFAS-Verunreinigungen in Böden und Gewässern identifiziert. Zu den wichtigsten Eintragsquellen zählen die PFAS-produzierende Industrie, die Ausbringung von Reststoffen der Abwassereinigung, die Verwendung PFAS-hältiger Feuerlöschschäume, sowie diffuse atmosphärische Deposition. In Österreich wurden in jüngster Zeit mehrere Monitoring-Programme und Studien zu der Thematik durchgeführt. Auf Basis der Ergebnisse wurden in der Folge zwei Fälle im Detail untersucht, bei denen es durch die Verwendung von Löschschäumen zu weitreichenden Grundwasserverunreinigungen gekommen ist.

1 EINFÜHRUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine ca. 5.000 Einzelstoffe umfassende Schadstoffgruppe, die in den letzten beiden Jahrzehnten international verstärkt in den Fokus rückte. Gemeinsam ist diesen Stoffen, dass sie aus einer Kohlenwasserstoffkette unterschiedlicher Länge bestehen, bei der die Wasserstoffatome vollständig (perfluoriert) oder teilweise (polyfluoriert) durch Fluoratome ersetzt sind. Die bekanntesten Vertreter sind Perfluorsulfonsäuren (z.B. Perfluoroktansulfonsäure – PFOS) und Perfluorcarbonsäuren (z.B. Perfluoroktansäure – PFOA).
Durch ihre chemische Struktur sind PFAS sowohl wasser- als auch fettabweisend sowie chemisch und thermisch sehr stabil. PFAS weisen eine breite Palette kommerzieller Anwendungen auf und werden seit den 1950er-Jahren eingesetzt. Typischerweise sind PFAS in Netzmitteln bei galvanischen Prozessen, Papier- oder Kartonagenbeschichtungen, Imprägniermitteln oder Skiwachsen enthalten. Sie finden auch als Ausgangsstoff bei der Herstellung von wasser- und fettabweisenden Polymeren für Outdoor-Textilien oder Geschirrbeschichtungen (z.B. Polytetrafluorethylen (PTFE; „Teflon“)) Verwendung. Darüber hinaus sind sie ein Hauptbestandteil von sogenannten AFFF-Feuerlöschschäumen („Aqueous Film Forming Foams“), i.e. synthetische Löschmittel, die einen wasserhaltigen Film zwischen Schaum und brennbarer bzw. brennender Flüssigkeit ausbilden. In diesen Löschschäumen waren bis in die 1990er-Jahre PFAS in Konzentrationen bis zu 10 g/l enthalten, wobei Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) meist die Hauptkomponente darstellte.

2 UMWELTVERHALTEN UND AKTUELLE GRENZWERTE

PFAS können etwa über Produktions- (Abluft, Abwasser) oder Konsumemissionen (z.B. Textilreinigung), über die Ausbringung von Reststoffen aus der industriellen oder kommunalen Abwasserreinigung (z.B. „Klärschlammkompost“), über den Einsatz von Feuerlöschschäumen oder über diffuse atmosphärische Deposition in die Umwelt gelangen. Sie sind in praktisch allen Umweltkompartimenten (Luft, Boden, Wasser, Lebewesen) nachzuweisen, sehr persistent, d. h. mikrobiologisch sehr schwer bis nicht abbaubar; viele weisen in aquatischen Medien eine vergleichsweise hohe Mobilität auf. Ausgehend von PFAS-Verunreinigungen im Untergrund können sich im Grundwasser ausgedehnte Schadstofffahnen bis zu mehreren Kilometern Länge ausbilden. Aufgrund der stark eingeschränkten Abbaubarkeit reichern sie sich zudem in Organismen und entlang der Nahrungskette an.
Ausgelöst durch einige besonders drastische und großflächige Schadensfällen Mitte der 2000er-Jahre (siehe Kapitel 3) wurde der Einsatz einzelner PFAS-Verbindungen auf europäischer Ebene schrittweise limitiert bzw. verboten. Seit 2007 durfte PFOS (incl. Derivate) und Zubereitungen mit

einem Massengehalt von mehr als 0,005 % mit wenigen Ausnahmen und Übergangsfristen (z. B. Feuerlöschschäume) nicht mehr verwendet werden. Im Jahr 2010 wurde dieser Wert auf 0,001% gesenkt, nachdem PFOS ein Jahr davor in das Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe („POP-Konvention“) aufgenommen wurde. PFOA (incl. Derivate) ist seit 2019 Teil des Stockholmer Übereinkommens und wurde 2020 auf EU-Ebene mit Übergangsfristen verboten. Einsatzeinschränkungen und Verbote für einige weitere Substanzen, darunter Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS), sind derzeit in Diskussion.
Aufgrund ihrer Toxizität und des Verdachtes krebserregend zu sein, wurden in jüngster Zeit vergleichsweise niedere Grenzwerte für PFAS festgelegt. In der EU-Trinkwasserrichtlinie wurde 2020 für 20 Einzelsubstanzen, darunter PFOS, PFOA und PFHxS, ein Grenzwert von 0,1 µg/l festgelegt (EU-RL 2020/2184). Ebenfalls 2020 legte die europäische Lebensmittelbehörde EFSA den Schwellenwert für die zulässige wöchentliche Aufnahmemenge (TWI) mit 4,4 Nanogramm pro Kilogramm Körpergewicht fest (Summe aus PFOS, PFOA, PFHxS und Perfluornonansäure). Dieser niedere Wert ist in einigen EU-Ländern (z.B. Dänemark) Auslöser für Diskussionen, den Trinkwassergrenzwert auf einen Wert deutlich unter 0,1 µg/l zu senken.
In Österreich wurden in der Konsultationsfassung des österreichischen Bundesabfallwirtschaftsplans 2022 für Aushubmaterialien die maximalen Gesamtgehalte für PFAS mit 0,002 mg/kg und die maximalen Eluatgehalte mit 0,001 mg/kg festgelegt. Auch in der Deponieverordnung ist mit der nächsten Novellierung die Festlegung von Grenzwerten geplant. In der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer betragen die Umweltqualitätsnormen für PFAS (incl. Derivate) in Hinblick auf den Jahresdurchschnittswert 0,00065 µg/l und auf die zulässige Höchstkonzentration 36 µg/l.

3 ERFAHRUNGEN, AKTUELLE ENTWICKLUNGEN UND AUSBLICK

In den letzten 15 Jahren waren in Europa zahlreiche Fälle von PFAS-Kontaminationen in Böden und Gewässern zu verzeichnen. Als wichtigste Kontaminationsquellen wurden dabei folgende identifiziert:

- Fluorchemie-Industrie: z.B. Trissino (Venetien), Dordrecht (Niederlande), Zwijndrecht (Belgien), Chemiepark Gendorf (Bayern)
- Feuerlöschschäume: z.B. Lonza (Wallis, Schweiz): zentraler Feuerwehrübungsplatz; Flughafen Düsseldorf und Bundeswehrflughafen Manching (Bayern), Flughäfen in Skandinavien
- Großflächige Ausbringung von Reststoffen aus der kommunalen oder industriellen Abwasserreinigung: z.B. Rastatt (Baden-Württemberg) und Arnsberg (Nordrhein-Westfalen): Klärschlämme aus der Papierindustrie
- Hintergrundbelastung von Oberböden durch diffuse atmosphärische Deposition (zahlreiche Standorte in Skandinavien, West- und Mitteleuropa mit PFAS-Konzentrationen > 10 µg/kg); in Skandinavien z.T. hohe Hintergrundbelastungen von marinen Sedimenten und Organismen; in Belgien und den Niederlanden: „PFAS-Krise“ in Hinblick auf die Verwertung von Böden mit Hintergrundbelastung

In Österreich wurden in den letzten Jahren zur systematischen Erfassung der PFAS-Problematik nationale und regionale Monitoring-Programme und Studien durchgeführt; darunter mehrere GZÜV-Sondermessprogramme, die „POPMON-Studien“ und die „Vorarlberg-Studie“ (Literaturzitate siehe jeweils unten); daneben die Studien „AustroPOPs“ (BMLRT 2021) und die „Deponiesickerwasser-Studie“ (BMLFUW 2016).
Im Rahmen des GZÜV-Sondermessprogramms „Spurenstoffe im Grundwasser“ wurde in den Jahren 2016 und 2017 an nicht risikobasiert ausgewählten GZÜV-Grundwassermessstellen u.a. PFAS-Untersuchungen durchgeführt. Die überwiegende Anzahl von Messstellen wies dabei vergleichsweise geringe PFAS-Konzentrationen auf (95. Perzentil für PFOS und PFOA: < 0,01 µg/l; BMNT 2018). Ein deutlich anderes Bild zeigte sich beim Sondermessprogramm in den Jahren 2018 bis 2020. Hier waren an 11 von 82 risikobasiert ausgewählten Grundwassermessstellen PFAS-Konzentrationen über dem Grenzwert der EU-Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l nachzuweisen. Als potentielle Einflussfaktoren wurden Industriebetriebe, Löschmitteleinsätze, Abwassereinträge und Altstandorte/Altablagerungen identifiziert (unveröffentlicht). Derzeit wird ein weiteres GZÜV-Sondermessprogramm in Hinblick auf PFAS durchgeführt.

Im Rahmen der „POPMON-Studie“ befasste sich eine Teilstudie mit einer PFAS-Verunreinigung in Leibnitzer Feld. Untersucht wurden in dieser Region Grundwasser, Trinkwasser, Tränkwasser, Oberflächenwasser und tierische Lebensmittel. In den verschiedenen Wasserproben wurden teilweise erhöhte PFAS-Werte festgestellt. Der Grenzwert von 0,1 µg/l der EU-Trinkwasserrichtlinie für die Summe von 20 PFAS wurde in vier Trinkwasserproben überschritten. Unter der Annahme, dass die Bevölkerung ausschließlich dieses Trinkwasser konsumieren würde, konnte ein gesundheitliches Risiko für die Bevölkerung nicht ausgeschlossen werden, sodass die belasteten Trinkwasserbrunnen vom Netz genommen wurden (AGES & Umweltbundesamt 2018), (AGES & Umweltbundesamt 2021).
Die umfassendste regionale Studie wurde in Vorarlberg durchgeführt, wo an risikobasiert ausgewählten Standorten über 100 Proben aus unterschiedlichen Umweltmedien (u.a. Oberboden, Grundwasser, Abwasser, Deponiesickerwasser, Klärschlammkompost) entnommen und auf eine Reihe von PFAS untersucht wurden. Im Rahmen der Studie wurde PFOS in 43 von 55 Oberbodenproben mit einem Gehalt über der Bestimmungsgrenze (BG = 0,5 µg/kg) nachgewiesen. PFOA wurde in 36 von 55 Bodenproben über der BG von 0,5 µg/kg TM detektiert. Der Median von PFOA lag bei 1 µg/kg, der Höchstwert bei 10 µg/kg. Im Falle von PFOS ergab sich ein Median von 1,4 µg/kg und ein Höchstwert von 120 µg/kg. Im Eluat lagen die Medianwerte bei 0,18 µg/kg für PFOS und bei 0,081 µg/kg für PFOA. Der Großteil der untersuchten Grundwässer zeigte keine oder eine niedrige Belastung mit PFAS. An zwei Messstellen im Abstrom einer Deponie bzw. eines Galvanikbetriebes waren Konzentrationen über dem Grenzwert der EU-Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l nachzuweisen (Umweltinstitut Vorarlberg 2021).

Aus den in den letzten Jahren durchgeführten Studien und Monitoring-Programmen ergibt sich zusammenfassend, dass

- PFAS in allen Umweltmedien vorhanden sein können,
- Böden eine große Rolle als (temporäre) Senke spielen,
- Abwasser und Abfälle (z.B. Klärschlamm) wichtige Eintragsquellen darstellen können,
- über die atmosphärische Deposition eine Hintergrundbelastung von Böden gegeben ist,
- auch im Grundwasser eine (verglichen mit dem derzeitigen EU-Trinkwassergrenzwert) geringe regionale Hintergrundbelastung vorhanden sein kann und
- über die Hintergrundbelastungen hinausgehend, in Einzelfällen mit regionalen Grundwasserverunreinigungen in einer Größenordnung zu rechnen ist, die Trinkwasserversorgungsanlagen gefährden können.

In Hinblick auf abfallwirtschaftliche Fragestellungen kann zudem folgendes festgestellt werden:

- Aufgrund der teilweise sehr hohen PFAS-Konzentrationen in Deponiesickerwässern (bis 20 µg/l) ergibt sich
  - im Falle großer Altablagerungen mit hohen Hausmüllanteilen und ohne Basisabdichtung eine potentielle Beeinflussung des näheren Grundwasserabstroms durch PFAS und
  - im Falle von mit Dichtwänden umschlossenen Deponien sowie im Falle von neueren Deponien mit Basisabdichtung die Frage nach einer geeigneten Reinigung der Pump- und Sickerwässer (geeignet: z.B. mehrstufige Aktivkohlefilter oder Umkehrosmose). Dies trifft auf Reststoff- oder Massenabfalldeponien mit „altem“ Hausmüllanteil sowie auf Deponien für PFAS-kontaminierte Aushübe zu.
- Bei der Verwertung nichtkontaminierter Aushubmaterialien im Sinne des BAWP ist auf eine mögliche Hintergrundbelastung zu achten.
- Bei der Behandlung PFAS-kontaminierter Aushubmaterialien ist die hohe chemische, thermische und mikrobiologische Beständigkeit sowie die hohe Mobilität von PFAS in aquatischen Medien zu berücksichtigen und die Eignung von Abfallbehandlungsanlagen (z.B. Bodenwasch- oder thermische Anlagen) insbesondere in Hinblick darauf zu beurteilen.

Aus den GZÜV-Sondermessprogrammen und den POPMON-Studien ergaben sich zwei konkrete Verdachtsfälle, die in jüngster Zeit in Hinblick auf die Quelle der PFAS-Verunreinigungen untersucht wurden/werden. Zum einen handelt es sich um den Flughafen Salzburg, auf dem es in einem für Feuerlöschübungszwecke genutzten Teil durch die jahrzehntelange Verwendung von Löschschäumen zu einer erheblichen Kontamination des Untergrundes, vornehmlich durch

PFOS, gekommen ist. Das erheblich kontaminierte Untergrundvolumen umfasst zwei Schadensbereiche mit einem Volumen von in Summe mehr als 50.000 m³. Ausgehend von dieser Untergrundkontamination hat sich eine ca. 3,5 km lange Schadstofffahne im Grundwasserabstrom ausgebildet. Die Untersuchungsergebnisse haben Mitte 2022 dazu geführt, dass der Standort als Altlast mit der Prioritätenklasse 1 ausgewiesen wurde (Umweltbundesamt 2022). Derzeit sind entsprechende Sanierungsmaßnahmen in Planung. Der zweite Fall betrifft ebenfalls ein Feuerlöschübungsgelände in der Gemeinde Lebring-St. Margarethen im Leibnitzer Feld, von dem eine ähnlich lange Schadstofffahne im Grundwasser ausgeht. Im Gegensatz zum Salzburger Fall sind in der Steiermark auch Trinkwasserversorgungen direkt von der PFAS-Verunreinigung betroffen (AStLR 2022). Derzeit laufen dort ergänzende Untersuchungen gemäß §13 Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) zur Detailerkundung der Quelle.
Im Rahmen weiterer ergänzender Untersuchungen gemäß §13 ALSAG sind in naher Zukunft – zusätzlich zur Untersuchung konkreter Verdachtsfälle aus den GZÜV-Sondermessprogrammen – auch Programme zur systematischen Erfassung von Feuerwehrlöschübungsplätzen sowie Untersuchungen im Bereich weiterer Flughäfen (Wien-Schwechat, Linz-Hörsching) und Industriestandorten geplant.

LITERATUR

AGES & Umweltbundesamt (2018): POPMON. Identifizierung relevanter persistenter organischer Schadstoffe und potentiell belasteter Regionen als Basis für ein risikobasiertes Lebensmittel-Monitoring in Österreich. Endbericht. Wien.

AGES & Umweltbundesamt (2021): POPMON II. Risikokommunikation und risikobasiertes Monitoring von persistenten organischen Schadstoffen in verschiedenen Umweltmatrices, Futter- und Lebensmitteln an potentiell belasteten Standorten in Österreich. Wien.

AStLR (2022): Boden- und Gewässerverunreinigung durch Einsatz von fluortensidhaltigem Löschschaum. Amt der Steiermärkischen Landesregierung: https://www.news.steiermark.at/cms/beitrag/12876419/29771102/; abgerufen am 5. Juli 2022.

BMLFUW (2016): Deponiesickerwasser. Untersuchungen zu Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Hemmwirkung in biologischen Kläranlagen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Ed.), Wien.

BMLRT (2021): Forschungsprojekt AustroPOPs – Monitoring von Organischen Schadstoffen in Böden Österreichs. Endbericht. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (Ed.), Wien.

BMNT (2018): Spurenstoffe im Grundwasser – Untersuchungen zum Vorkommen von Quecksilber und 30 ausgewählten organischen Substanzen anthropogener Herkunft. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (Ed.), Wien.

Umweltbundesamt (2022): Altlast S23 „Flughafen Salzburg – Feuerlöschübungsgelände“. Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung. Wien.

Umweltinstitut Vorarlberg (2021): Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Vorarlberg. Amt der Vorarlberger Landesregierung (Ed.), Bregenz.

Nachhaltige Potenziale Deponiegas/Optimierung Gaserfassung/ praktische Bestimmung Gaserfassungsgrad

J. Forsting[1], F. Otto[2] & J. Kanitz[3]
[1)] CDM Smith Consult GmbH, Senior Consultant, Bochum, Deutschland
[2)] Technische Hochschule Georg Agricola (THGA), Studiengangsleiter und Laborleiter, Bochum, Deutschland
[3)] GGT GbR, Bochum, Deutschland

1 VORBEMERKUNGEN

In Siedlungsabfalldeponien entsteht bei der Umsetzung biogener Organik methanhaltiges Deponiegas, welches ein sehr großes Treibhausgaspotenzial aufweist. Dieses Deponiegas in ausreichender Form in einem heterogenen Haufwerk (Deponiekörper) adäquat zu erfassen, gestaltet sich, aus jahrzehntelangen Erfahrungen heraus, als äußerst schwierig (komplexes System eines physikalischen Aufbaus, Aktivierung biologischer und biochemischer Abbaubauprozesse, unterschiedliche Temperatur- und Unterdruckniveaus, etc.).
Diverse Studien (u. a. Verbundvorhaben FKZ 37114 343170 2018) gehen ausführlich auf den Gashaushalt in Deponien, die rechnerische Bestimmung des Gaspotenzials, die Quantifizierung der Methanoxidation sowie die Bestimmung der theoretischen Methanemission in Siedlungsabfalldeponien (u. a. auch im Rahmen der Nationalen Klimaschutzinitiative) ein.
In der jüngeren Vergangenheit sind zudem vermehrt Studien (u. a. Verbundvorhaben FKZ 37114 343170 2018) durchgeführt worden, die gastechnische Stabilisierungsmaßnahmen (sowohl anaerob als auch aerob; verschiedene Verfahren) vergleichen bzw. einen ersten Vergleichsmaßstab („Benchmark“) dazu ansetzen. Die Resultate der einzelnen Publikationen weisen naturbedingt eine sehr hohe Streuung der Messergebnisse auf, die einerseits in dem heterogenen Aufbau der jeweiligen Ablagerung gründen und andererseits in unterschiedlichen Methoden. Bei allen diesen Studien wurden jedoch überwiegend theoretische Ansätze zur Bestimmung des Gaserfassungsgrades angesetzt. Empirische Untersuchungen zur Bestimmung der wahrscheinlichen Gasproduktion und des Gaserfassungsgrades wurden weitgehend nicht vorgenommen.
Das führt dazu, dass im Vergleich zwischen dem berechneten Gaspotenzial und dem Gaserfassungsgrad eine große Diskrepanz herrscht. Z. B. dokumentierte das Statistische Bundesamt 2012 erstmalig die erfassten Deponiegasmengen und stellte sie den berechneten Gasmengen gegenüber (Stat. Bundesamt Deutschland, 2012). Das Resultat zeigt, dass die Erfassungsraten im Durchschnitt bei nur knapp 20 % liegen. Die Erfahrungswerte von CDM Smith sowie Einzelbetrachtungen von Deponiebetreibern zeigen jedoch eher einen realistisch erreichbaren Erfassungsgrad zwischen 40 und 50 % bei guter Gasfassungsanlage auf. Im UFO-Plan wird dieses Ergebnis bestätigt (Verbundvorhaben FKZ 3715 411100 2018).
Somit ist es umso wichtiger, den realistischen Gaserfassungsgrad anhand von gezielten Untersuchungen zu bestimmen. Gerade tiefere und gastechnisch nicht optimal erfasste Deponieabschnitte weisen noch erhebliche Gaspotenziale auf. Bei der Bestimmung des Gasbildungspotenzials und einer sich daraus ergebenden Methanemission mittels der gängigen Gasprognosemodelle fließen jedoch diese gastechnisch nicht erfassten Abfallmengen mit ein. Demzufolge wird das theoretische Gasbildungspotenzial deutlich zu hoch angesetzt.
Der vorliegende Beitrag beschreibt neben der verbesserten Bestimmung des theoretischen Gasbildungspotenzials anhand verschiedener Gasprognosemodelle und unterschiedlicher Eingangsparameter auch die praktische Bestimmung des Gaserfassungsgrades durch gezielte Untersuchungsmaßnahmen.

2 AUSGANGSSITUATIONEN

In bestehenden Deponien mit Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen werden rückläufige Deponiegasmengen registriert. Dies betrifft Deponien, welche unter die DepV fallen. In sehr früh geschlossenen Deponien der 1970er Jahre werden ebenfalls noch größere Mengen reaktionsfähiger Organik festgestellt mit entsprechenden Deponiegasmengen, die sogenannten Altablagerungen.
Die Gründe für rückläufige Deponiegasmengen sind vielfältig. Die Zufuhr organischen Mülls endete definitiv am 01.06.2005 aus gesetzlichen Gründen. Bis zu diesem Zeitpunkt abgelagertes Material wird sukzessive zersetzt unter Bildung von Deponiegas. Aufgrund der so abnehmenden Menge reaktionsfähigen Mülls nimmt auch die sich bildende Deponiegasmenge ab. Nach Beendigung der Müllzufuhr wurden die Deponiekörper gemäß Deponieverordnung abgedeckt bzw. versiegelt. Dies führte zu einer Absperrung von Zutritten von Oberflächenwässern; die Deponiekörper trockneten aus und die chemischen sowie biologischen Prozesse kamen weitgehend zum Erliegen.
Die massive Reduktion der aeroben exothermen Prozesse in den oberen Deponieabschnitten führt zur Abkühlung des Deponiekörpers. Den anaeroben Bakterien fehlt die Wärme um bei optimalen Temperaturen, ca. 38°C, Methangas und Kohlenstoffdioxid zu produzieren. Ein Rückgang der Temperatur um 10°C führt zu einer Halbierung der anaeroben Prozesse. In einigen Deponiekörpern wurden in größeren Tiefen sogar einstellige Temperaturen gemessen.
Zudem wurden sehr häufig die Gasbrunnen zur Absaugung von Deponiegas mit langer Filterstrecke bis nahe an die Deponieoberfläche errichtet. Dabei bewegt sich die Grenzlinie zwischen aerobem und anaerobem Bereich dynamisch. Der Bereich, in dem die aeroben Bakterien den Sauerstoff vollständig aufgezehrt haben, weitet sich aus in den Bereich der anaeroben Bakterien. Dies geschieht umso schneller um die Gasbrunnen herum, dort wo infolge der Besaugung der größte Unterdruck anliegt. Es bilden sich um die Gasbrunnen herum trichterförmige aerobe Bereiche. Dies führt zur Ansaugung von Umgebungsluft; es wird weniger Deponiegas aus dem anaeroben Bereich gesaugt.
Weitere Alterungsprozesse, die auch zu technischen Defekten wie z. B. undichte Gasleitungen und somit zu geringen Gaserfassungsgraden führen, sollen hier nicht näher erläutert werden.

2.1 Erfahrungen mit Altdeponien und Deponien

Aktuelle Untersuchungen gerade auch auf Altdeponien welche mit bindigem Boden in den 1970er Jahren abgedeckt wurden, haben zum wiederholten Male gezeigt, dass z. T. ca. 150 kg Restorganik pro Tonne Müll noch heute vorhanden sein können. Ermittelt wurden diese Mengen an Probenmaterial aus drei Bohrungen auf zwei Altdeponien. Dazu wurden aus dem Bohrgut Holzstücke und Plastikpartikel, soweit sichtbar, aussortiert. Der so vorbehandelte Müll wurde anschließend getrocknet und bei 550°C geglüht um den Glühverlust zu ermitteln.
Des Weiteren lieferten qualifizierte Gasabsaugversuche auf mehreren Altdeponien noch über längere Zeiträume sogar energetisch verwertbare Gasqualitäten. Anhand eines einzelnen Vertikalgasbrunnens konnte hochwertiges Deponiegas von knapp 20 m³/h bereits ohne Besaugung detektiert werden. Mittels aktiver Besaugung an mehreren Altablagerungen wurden deutlich höhere Deponiegasmengen erfasst.

2.2 Definition des Gaserfassungsgrades

Die Definition des Gaserfassungsgrades wird unterschiedlich betrachtet. Ein Ansatz ist es, anhand von gängigen Gasprognosemodellen (*FOD – Methode* nach IPCC 2006, Multiphasenmodell nach *Afvalzorg*© 2015 oder vergleichbar) das theoretische, also rechnerische Gaspotenzial anhand von spezifischen Eingangsparametern (DOC, DOC_f, k-Werte eingelagerter Abfallfraktionen) zu bestimmen. Dem gegenübergestellt wird dann das unter regulären Bedingungen tatsächlich erfasste Deponiegas. Aus dem Verhältnis dieser beiden Ergebnisse wird dann der Gaserfassungsgrad ermittelt.
Dieser Ansatz ist mit nicht zu vernachlässigenden Ungenauigkeiten behaftet. Einflüsse wie der heterogene Aufbau der Ablagerung, eingestaute Deponiebereiche, die komplexe Geometrie des

Bauwerkes als auch die daraus resultierende Gasverteilung fließen häufig nicht mit in diese Betrachtungsweise ein.
Deshalb ist es ebenso wichtig, gezielte Untersuchungen zur Bestimmung von realen Gaserfassungsgraden (in situ) unter der Berücksichtigung gängiger Gasprognosemodelle (bei vergleichbaren Eingangsparametern) durchzuführen. Dabei kommen neben längeren Gasabsaugversuchen auch tiefengestaffelte Untersuchungsverfahren zum Einsatz. Qualifiziert durchgeführte Aufschlussbohrungen und das Neuerstellen von Gasbrunnen, ausgebaut nach erbohrtem Material, können weitere Informationen zum Gasdargebot liefern.

3 ANGESTREBTES VERBUNDVORHABEN

Aus diesen Erfahrungen des noch hohen vorhandenen Gaspotenzials heraus wurde ein Verbundvorhaben gestartet. Ziel dieses Vorhabens ist es, neue Erkenntnisse zur genaueren Bestimmung des noch vorhandenen Gaspotenzials zu gewinnen. Es sollen u. a. methodische Grundlagen zur ersten Standardisierung unterschiedlicher Arbeitsweisen bei gastechnischen Stabilisierungsmaßnahmen von Altablagerungen und Siedlungsabfalldeponien zur vereinheitlichten Ermittlung der Methanemission und des Treibhausgaseinsparpotenzials entwickelt werden.
Neben der Entwicklung von Tools zur Anwendung/Vergleich unterschiedlicher Gasprognosemodelle und verschiedener Verfahren sollen auch Ausarbeitungen zu einer Standardmethode für die Bestimmung des Restgaspotenzials im Deponiekörper erarbeitet werden. Sicherlich ist der Ansatz der aktuellen BQS10.1 sowie VDI Richtlinie 3899 ein erster guter und zielführender Weg zur besseren Bestimmung von Restgaspotenzialen. Zudem kann diese Vorarbeit zur genaueren Bestimmung möglicher langanhaltender Methanemissionen über die Zeit (THG-Potenzial) als Vorlage z.B. für das UBA, BMU dienen.
Es sind insgesamt sechs Arbeitspakete dafür angesetzt.

- Arbeitspaket 1 – Grundlagenermittlung durch Literaturrecherche
- Arbeitspaket 2 – Theorie – Berechnung des Gasbildungspotenzials (anhand von Gasprognosemodellen mit vergleichbaren Eingangsparametern) und Berechnung von Methanemissionen
- Arbeitspaket 3 – Ermittlung von Daten (Empirie) – Untersuchende Maßnahmen und Verfahren
- Arbeitspaket 4 – statistische Auswertung der Ergebnisse – Gegenüberstellung, Vergleich, Bewertung
- Arbeitspaket 5 – Ausblick, Potenzial, weiterführende Maßnahmen
- Arbeitspaket 6 – Wirtschaftlichkeit durch nachhaltige Prozesswärmenutzung

Die ersten drei Arbeitspakete werden schon intensiv bearbeitet. Zwei Masterarbeiten dazu sind im 3. Quartal 2021 erfolgreich abgeschlossen worden, eine dritte Masterarbeit plus eine Bachelorarbeit im Wesentlichen zum Arbeitspaket 3 werden im 3. Quartal 2022 beendet. Erste Ergebnisse dazu werden in den nachfolgenden Kapiteln kurz vorgestellt.
Die weiteren Arbeitspakete werden sukzessiv und je nach Arbeitsfortschritt der vorangestellten Pakete, in den kommenden Monaten in Angriff genommen.

4 ERSTE ERGEBNISSE DES VORHABENS

In einem ersten Schritt wurde der aktuelle Wissensstand (anhand von Literaturrecherche) zusammengetragen. Daraus entwickelte sich im Jahr 2021 die erste Masterarbeit mit dem Titel „Auswirkungen der Variationen von Eingangsparametern auf die theoretische Gasbildung nach der FOD Methode gemäß den IPCC Guidelines und dem Vergleich mit Messdaten“ (Dongmo 2021).
Die zweite Masterarbeit mit dem Titel „Empirische Bestimmung einzelner Gasgängigkeiten in Siedlungsabfalldeponien und 3D-Modellierung“ beschäftigt sich u. a. mit den ersten Ansätzen zur praktischen Bestimmung des Gaserfassungsgrades und deren analytische Auswertung.

Eine weitere Bachelorarbeit beschäftigt sich mit der Errichtung von Messstellen auf Altdeponien und die dritte zurzeit umgesetzte Masterarbeit mit der Durchführung und Auswertung von Gasabsaugversuchen auf Altdeponien mit Reichweitenbestimmungen einzelner Gasbrunnen.

4.1 Betrachtungen zum theoretischen Gasbildungspotenzial

Für die Bestimmung und Berechnung können verschiedene Gasprognosemodelle angesetzt werden. Die Auswertungen erfolgen in einem ersten Schritt anhand des gängigen Gasprognosemodells nach der FOD Methode IPCC 2006. Dabei erfolgt in einer ersten Ausarbeitung durch Anwendung des Modells die Abschätzung der theoretischen Methanbildung am Bespiel von mehreren Deponien. Es wurden unterschiedliche Eingangsparameter eingesetzt.

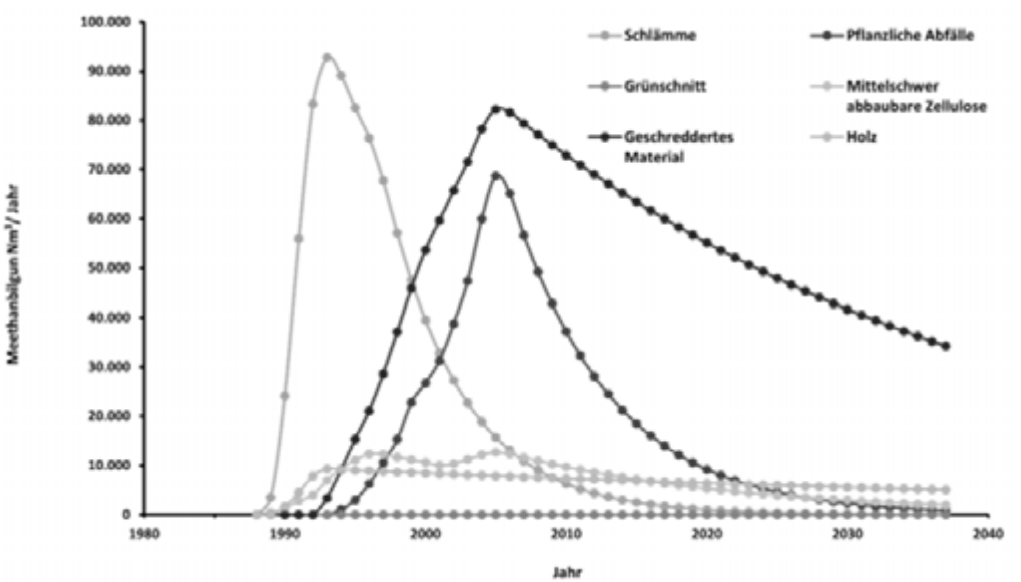


Abb. 1: Gegenüberstellung der Gasbildung einzelner Abfallfraktionen nach der FOD Methode IPCC 2006 in Nm^3/Jahr – Beispieldeponie A – unterschiedlichste Gasbildungspotenziale

Vorhandene Unterlagen und Dokumentationen werden gesichtet und bzgl. der abgelagerten Abfälle ausgewertet. Dadurch lässt sich die Methanbildung in Deponien und Altdeponien theoretisch bestimmen. Zu diesen Abfällen gehören u.a. Bauschutt und Boden sowie reiner Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle. Eine standardisierte Aufteilung erfolgt anhand folgender Gruppen: Organik, Garten, Papier, Holz, Textilien, Windeln, Schlämme, Verbundmaterialien und Industrieabfälle. Da diese Abfallarten je nach Abbaubarkeit unterschiedliche Zusammensetzungen aufweisen, werden sie in leicht, mittel, schwer abbaubare sowie inerte Abfälle unterteilt und nach unterschiedlichen Eingangsparametern kategorisiert. In den IPCC Guidelines wurden Werte für die Eingangsparameter jedweder Abfallarten veröffentlicht, die später von UFOPLAN 2018 (Verbundvorhaben FKZ 37114 343170 & FKZ 3715 411100 2018) im Rahmen eines Umweltforschungsplanes erörtert wurden.
In der vorangestellten Abbildung 3 sind die unterschiedlichen Gasbildungspotenziale, aufgeteilt nach mehreren Abfallfraktionen, dargestellt. Für jede Abfallfraktion wurden unterschiedliche DOC, DOC_f und k-Werte eingesetzt, so dass einzelne Gasbildungspotenziale errechnet wurden. Auch erfolgte, je nach Datenlage der untersuchten Deponie, eine Aufteilung der Abfallfraktionen nach den Abfallschlüsselnummern (ASN – u. a. auf Basis von Dongmo 2021).
Erste Berechnungen erfolgten hier fast ausschließlich mit den Abfallfraktionen Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie mittelschwer abbaubarer Zellulose, da in diesen der höchste Organikgehalt sowie die kürzesten Halbwertszeiten anzutreffen sind und diese somit das höchste Gaspotenzial aufweisen. Die Auswertungen ergaben, dass gerade die Parameter DOC

und k-Wert einen sehr starken Einfluss auf die Berechnung der Deponiegasbildung haben. Die DOC Werte nach IPCC-Guidelines (Abfallarten mit entsprechenden Werten DOC, DOC_f und k-Wert - IPCC-Guidelines) sind in unterschiedliche Bereiche festgelegt, in denen der optimale Wert für die jeweiligen Abfallfraktionen liegen sollte. Für die Abfallfraktion Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall wurden DOC-Werte zwischen 0,09 und 0,2 angesetzt. Eine doch sehr große Bandbreite. Weitere Berechnungen mit diesen ausgewählten Werten in diesen Bereichen ergaben für Hausmüll- und hausmüllähnliche Abfälle bei der Deponie B z. B. für das Jahr 2005 eine maximale theoretische Gasbildung von ca. 5,9 Mio. m³ und eine minimale theoretische Gasneubildung von ca. 3,4 Mio. m³. Daraus resultierend ergibt sich eine rechnerische Volumendifferenz von mehr als 2,5 Mio. m³ für das betrachtete Jahr, je nach eingesetztem Parameter. Zwischen der tatsächlichen und der theoretischen Gasneubildung, unter der Voraussetzung der vollständigen Erfassung, kann durchaus ein Faktor von 2 – 3 liegen. Ähnliche Ergebnisse wurden natürlich gerade auch bei der Verwendung des Parameters K-Wertes festgestellt.
Trotz der Anpassung einzelner Eingangswerte von Abfallfraktionen wird häufig anhand der errechneten Daten des Methanbildungspotenzials festgestellt, dass der Erfassungsgrad (Verhältnis des theoretisch gebildeten Deponiegases bezogen auf die gemessene Menge bei der Absaugung) immer noch zwischen 40 - 50 % liegt. Ein möglicher Grund für die niedrige Gaserfassungsrate kann sein, dass für die Auswahl der Eingangsparameter zu wenige Informationen von der Deponie vorliegen. Insbesondere der Anteil an biologisch abbaubaren Materialien, deren Abbauraten und Abbaugeschwindigkeiten unter realen Bedingungen im Deponiekörper anders ablaufen als unter Laborbedingungen, können dafür verantwortlich sein.
Je nach Auswahl des Standortes und der Auswertung der Bestandsunterlagen kann es auch zu gänzlich gegenteiligen Erkenntnissen kommen, wie die nachfolgende Abbildung zeigt.

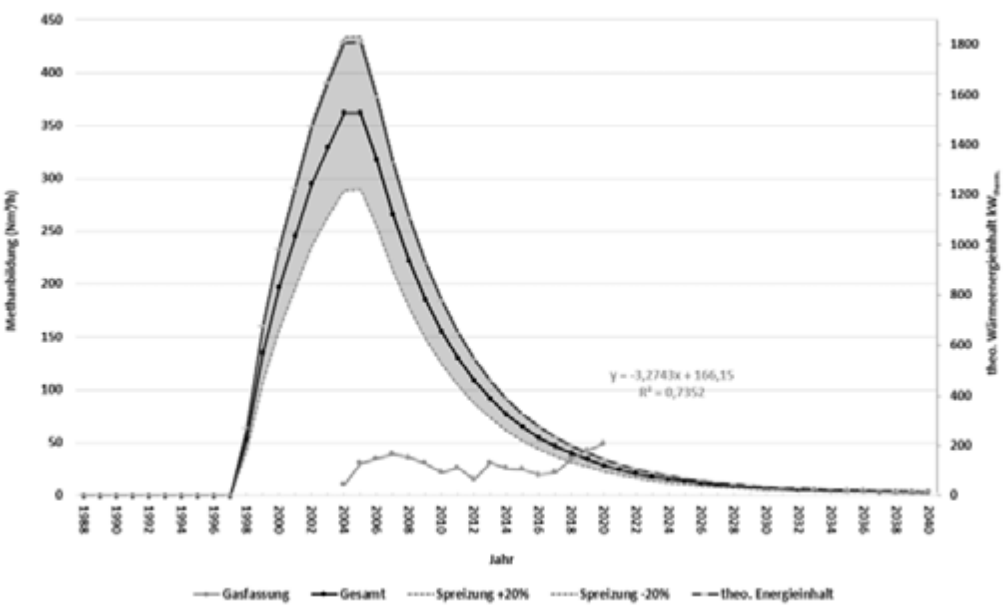


Abb. 2: Errechnete Deponiegasmenge mit Darstellung des erfassten Deponiegases – auf 50 Vol.-% CH_4 berechnet - nach der FOD Methode IPCC 2006 in Nm^3/Jahr – Beispieldeponie A

Im Vergleich der theoretischen Methanbildung mit der tatsächlich gefassten Gasmenge auf der Deponie A liegt die Kurve der anfänglich erfassten Gasmenge in der Zeit der stärksten Gasbildung noch deutlich unterhalb dem für den DOC und den k-Wert angesetzten geringsten Wert. Dies bedeutet, dass große Varianzen bei der theoretischen Berechnung der Gasbildung schon durch die ausgewählten Werte der Parameter vorgegeben sind.

Auch die ab 2018 deutlich mehr gegenüber der Berechnung erfassten Deponiegasmengen in Abbildung 2 zeigen, dass alleine nur theoretische Betrachtungen nicht immer zielführend sind und je Standort angepasst werden müssen.
Zudem wird nicht betrachtet, ob das über die Zeit erfasste Gas dem aus einer vollständigen biologischen Umsetzung entspricht oder ob ggfs. ein Teil der abgelagerten Organik überhaupt nicht umgesetzt wurde. Standardmäßig wird davon ausgegangen, dass nahezu die gesamte Organik umgesetzt wird, das gebildete Gas dann aber nur unvollständig gefasst wird. Dabei können die mikrobiellen Prozesse unter gewissen Deponiebedingungen durchaus Hemmungen unterliegen. Dies verlangsamt mangels optimaler Umgebung die Aktivitäten der Mikroorganismen und daher die Umsetzung der Organik. Infolgedessen wird aus diesen Abfällen kein Gas produziert und daher nicht als Gasbildung erfasst werden (Dongmo 2021).
Folglich ist davon auszugehen, dass zwischen theoretisch berechneter Gasmenge gemäß Standardberechnungsmethoden und tatsächlich gefasstem Gasvolumen immer eine große Differenz bestehen wird.

4.2 Betrachtungen zur praktischen Bestimmung des Gaserfassungsgrades

Im dritten Arbeitspaket erfolgt die praktische Bestimmung des jeweils standortspezifischen Gaserfassungsgrades u. a. auch durch die Entwicklung von Volumenstrommessgeräten für den Einsatz in vertikalen Gaserfassungselementen. Hierbei werden Gasflussmessungen in einem aktiv besaugten (betriebenen) Gasbrunnen durchgeführt.

Abb. 3: Probennahme, Fluss- und Volumenstrombestimmung in einem vertikalen Gasbrunnen (GGT GbR Bochum 2022)

In nahezu allen von uns untersuchten vertikalen Gasbrunnen zeigt sich eine sehr deutliche Abnahme des Gasflusses mit zunehmender Tiefe. Im oberen Brunnenbereich, meist direkt zu Beginn der Verfilterung, ist der Gasfluss im Brunnen sehr hoch und entspricht dem am Brunnenkopf gemessenen. Häufig schon nach einigen Metern nimmt der Gasfluss massiv ab. Bei vielen Gasbrunnen ist der Gasfluss im Brunnenrohr meist am Ende des ersten Drittels nahezu zum Erliegen gekommen. In den darauffolgenden tieferen Bereichen der Gasbrunnen geht der Gasfluss deutlich, in vielen Fällen gegen nicht mehr nachweisbare, Flüsse zurück.

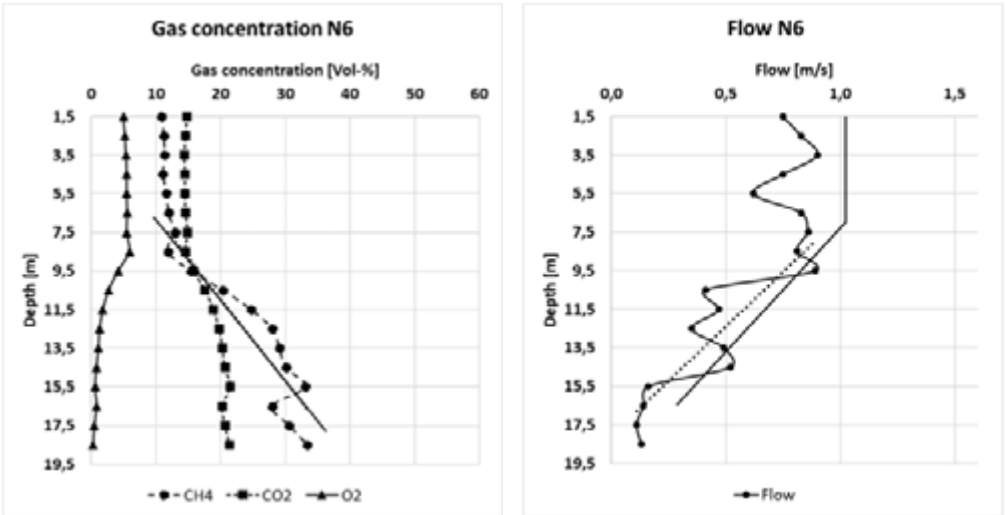


Abb. 4: Auswertungen zu den Untersuchungen – Bestimmung der Gaszusammensetzungen und des Flusses über die Gasbrunnentiefe; Verfilterung ab 7,0 m Tiefe

Das Deponat in diesen Tiefen wird nicht mehr besaugt. Die Gaskonzentrationen nehmen mit der Flussabnahme deutlich zu (Abb.: 4). Aufgrund der starken Kompaktierung des Deponats in zunehmender Tiefe gast das Deponat nur noch sehr langsam aus (Halbwertszeit erhöht sich aufgrund reduzierten enzymatischen Abbaus). Dieses Problem wird nicht nur bei Bestandsgasbrunnen angetroffen. Bei den in Abb.: 4 dargestellten Ergebnissen handelt es sich um Untersuchungen aus neu erstellten (2020/21) Gasbrunnen (800 mm). Beim Abteufen von Gasbrunnen ist es notwendig, schrittweise und wenn möglich meterweise, Gasflüsse und Gaskonzentrationen zu erfassen, um einen optimalen Ausbau und eine sichere Gasfassung zu erzielen. Für die Flussmessung wurde eine spezielle Flusssonde entwickelt, bei der über Ultraschallmessungen der Gasfluss in unterschiedlichen Tiefen parallel zur Gaskonzentration ermittelt wird (Abb.: 4).
Es konnte zudem gezeigt werden, dass die nicht besaugten Deponatbereiche in vielen Fällen noch hohe Organikgehalte aufwiesen.
Bei Besaugung eines Gasbrunnens migrieren nur geringe Deponiegasvolumina in den Gasbrunnen. Aufgrund des geringen bis nicht vorhandenen Flusses lassen sich über die Tiefe deutlich erhöhte Gaskonzentrationen nachweisen. Untersuchungen an anderer Stelle haben gezeigt, dass sich durch Modifikation des Gasbrunnens diese bisher nicht besaugten Deponatbereiche noch aktivieren und biologisch wieder umsetzen lassen.
Die o. a. Fluss- und Konzentrationsmessungen fanden im Rahmen erster Messungen an diesem Vertikalgasbrunnen mit noch deutlicher Übersaugung statt. Nach ca. 6 Wochen waren die Methankonzentrationen bei reduzierter Besaugung auf Werte um 40 Vol.-% angestiegen bei annähernd gleichbleibenden Kohlenstoffdioxidkonzentrationen. Diese Ergebnisse zeigen, dass noch erhebliche anaerobe Milieubedingungen im Umfeld vorherrschen.
Aufgrund der gezielten Untersuchungen beim Abteufen des oben beschrieben Gasbrunnens konnten zwei wichtige Punkte ermittelt und beim Ausbau des Gasbrunnens angewandt werden:

- Im oberen Bereich wird überwiegend das Deponiegas mit Außenluft verdünnt;
- Im unteren Bereich wird dann vermehrt reines hochkalorisches Deponiegas angetroffen.

4.3 Technische Möglichkeiten zur Optimierung des Gaserfassungssystems

4.3.1 Modifikation bestehender Gasbrunnen

Bei Gasbrunnen mit Umläufigkeiten in oberen Bereichen ist es erforderlich, den Filter gasdicht zu verschließen und das innere Rohr für die Besaugung tieferliegender Bereiche frei zu halten. In Modellversuchen wurde dazu von der GGT GbR ein spezielles Ausschäumverfahren entwickelt

und patentiert. Das Verfahren wurde erfolgreich bei der Sanierung mehrerer Gasbrunnen in Deutschland, der Schweiz und in Slowenien eingesetzt.

Abb. 5: Modellversuche zum Ausschäumverfahren (GGT GbR Bochum 2022)

In der vorangestellten Abbildung zeigt von links nach rechts den Modellaufbau des Ausschäumverfahrens, den definierten gasdichten Schaumkörper im Filterkies und das vom Schaum befreite innere Rohr.
Es wurde ein 0,6 m Brunnenmodell errichtet, bei dem in einem 0,6 m PVC-Rohr (L= 4 m) ein Filterrohr (DN 100) zentral eingesetzt wurde. Der Ringraum wurde mit Filterkies gefüllt. In das Filterrohr wurden zwei temporäre Packer bei ca. 0,7 – 1 m sowie bei 2 - 2,3 m eingebaut. In den entstandenen Zwischenraum wurde anschließend ein Zweikomponenten-PU-Schaum eingebracht. Beim nachfolgenden Aufschäumen entwickelt der entstehende Schaum einen Druck von bis zu 100 bar und erreicht und dichtet nahezu alle vorhandenen Porenräume innerhalb des Filterkieses. Der Filter in der Abbildung 5 ist vollständig bis zur Wand des ehemaligen PVC-Rohres ausgeschäumt. Im Fall eines Vertikalgasbrunnens bindet der Schaum vollständig mit dem Deponat.

4.3.2 Neuerstellung von Vertikalgasbrunnen – spezielles Bohrverfahren

Mit der Herstellung zusätzlicher Gasbrunnen werden bislang nicht ausreichend entgaste Bereiche erschlossen. Damit können die Gasbrunnen mit höheren Absaugvolumenströmen effektiver besaugt werden.
Sowohl der Bau neuer Gasbrunnen als auch der optimierte Anschluss bereits gebauter Brunnen dienen dazu, den Gaserfassungsgrad zu erhöhen und die diffusen Gasemissionen zu reduzieren. Die Gasbrunnen können ergänzend für die spätere in-situ-Stabilisierung der Deponie genutzt werden.
Für das Neubohren der Gasbrunnen wird ein spezielles, und vor allem durch die kompakte/mobile Bauweise flurschonendes Bohrverfahren der Fa. Studersond aus der Schweiz eingesetzt. Anhand langjähriger Erfahrungen werden bei der Erstellung der neuen Gasbrunnen zur Besaugung von Deponien die Bohrungen mit einem geringen Durchmesser (200 bis 300 mm) gegenüber jenen mit einem größerem Durchmesser (> 800 mm) bevorzugt.
Zudem ist es zur detaillierten Bestimmung/Beschreibung von Bohrgut durch Aufschlussbohrungen elementar, ungestörte, also unter Luftsauerstoffabschluss genommene Bohrkerne, zu entnehmen. Anderweitig werden durch den Kontakt der Bohrprobe mit Luftsauerstoff die anaeroben Abbauprozesse sofort eingestellt. Durch das gekapselte Bohrverfahren ist dieses gewährleistet.

Durch das spezielle Bohrverfahren (Rotationskernbohrungen mit Doppel- und Dreifachkernrohren) kann äußerst schnell und erfolgreich eine ungestörte Probennahme erfolgen. Bei dem Bohrverfahren erfolgt die Probennahme im Deponiekörper mittels eines Doppelkernrohres. Dabei wird in das erste Bohrrohr (Mantelrohr) ein Kernfänger mit Rückhaltefeder eingesetzt. Dieses Bohrverfahren wird seit Beginn 2021 sehr erfolgreich bei Deponiegasprojekten in Deutschland und der Schweiz eingesetzt.

5 AUSWERTUNGEN, VISUALISIERUNGEN, DARSTELLUNGEN

Aus den empirisch bestimmten Datensätzen werden nun dreidimensionale Modelle mithilfe der Modellierungssoftware Leapfrog Works® hochvisuell dargestellt. Anhand dieser 3D-Modelle kann auch das Deponiegaspotenzial in Siedlungsabfalldeponien in der dritten Ebene aufgezeigt werden. Zusätzlich kann mit diesen Daten auch das Restgasemissionspotenzial bestimmt werden, um zielgerichtet eine Optimierung der Gaserfassung in gastechnisch nicht erfassten und ggf. auch tieferen Deponieabschnitten zu ermöglichen (Jeyadevan, B., 2021).
Wie bereits erwähnt, wurde ein optimierter Ansatz zur rechnerischen Bestimmung des Restgaspotenzials entwickelt, da die angesetzten Deponiegasprognosemodelle nicht zwingend die real erfassten Deponiegasmengen wiedergeben. Ein ganz wesentliches Kriterium ist die Bestimmung des Gaserfassungsgrades am bestehenden Gaserfassungssystem.
Bei den untersuchenden Maßnahmen am Gaserfassungssystem werden neben der Bestimmung der Gaszusammensetzungen in unterschiedlichen Ebenen alle bestehenden Gasbrunnen ausgelotet und Besonderheiten wie Wassereinstauungen, gescherte Gasbrunnen, Hindernisse etc. festgehalten. Anhand der Auswertung der eingelagerten Abfallmengen der einzelnen Jahre und Untersuchungen an der Gaserfassung in unterschiedlichen Ebenen kann dann eine qualifizierte rechnerische Bestimmung des Gaserfassungsgrades erfolgen.
Auch werden temporär Liner eingesetzt, um gezielt gasaktivere Bereiche einer stärkeren Besaugung zu unterziehen und um mögliche oberflächennahe Kurzschlüsse zu unterbinden.
Gerade die Modellierung zeigt an, in welchen Bereichen und Ebenen sich noch erhöhte Gaspotenziale auftun. Je nach Darstellung der Ergebnisse lassen sich absolute Gaszusammensetzungen und Volumenströme (m^3/h) als auch relative thermische Energieinhalte (kW_{therm}) dreidimensional auswerten.

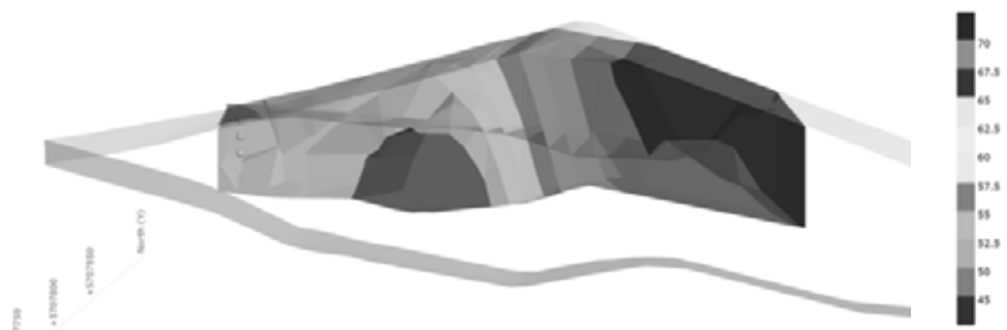


Abb. 6: idealisierte Darstellung der Gaspotenziale (hier: absolute Methankonzentration) Vertikalschnitt – Beispieldeponie B

Dunkle Bereiche zeigen an, in welchen Abschnitten noch Potenziale anzutreffen sind. Wassereinstauungen und Gasunwegsamkeiten lassen sich sehr gut darstellen. Beim weiteren Abteufen neuer Vertikalgasbrunnen kann somit der optimale Bohransatz ausgewählt werden.
Auch können die Gasbrunnen, je nach vorhandenem Gaspotenzial und anhand des angetroffenen Bohrmaterials, den örtlichen Gegebenheiten nach gezielt ausgebaut werden.

6 AUSBLICK UND WEITERE VORGEHENSWEISE IM VERBUND

In den letzten mehr als 20 Jahren, und hier insbesondere in den letzten zwölf Jahren im Rahmen der Erstellung von geförderten Machbarkeitsstudien (im Rahme der Nationalen Klimaschutzinitiative), wurde die Herangehensweise zur empirischen Bestimmung an mehreren Dutzend Standorten erfolgreich angewandt.
Bei vielen dieser Projekte werden auf Basis dieser Datenauswertung und fachgutachterlichen Begleitung Optimierungsarbeiten zur Verbesserung der Gaserfassung und Behandlung durchgeführt. Im Mittel werden durch die Maßnahmen pro Standort und Verfahrensanwendung Gaserfassungsgrade von mehr als 80 % erreicht. Die Treibhausgaseinsparpotenziale, bezogen auf die Ausgangssituation, können je nach Standort, zwischen 6.500 bis 12.500 Mg/a liegen.
Auch wenn schon das eine oder andere Aufgabenfeld in einzelnen Arbeitspaketen erfolgreich bearbeitet wurde, wartet noch viel Arbeit auf das Team des Verbundvorhabens. Kontinuierlich werden anhand weiterer Studien und Projekte Daten gesammelt, die eingesetzte Verfahrenstechnik weiterentwickelt und mit den theoretischen Erfahrungen abgeglichen – Ziele gerade der ersten drei Arbeitspakete.
In der nächsten Zeit werden schrittweise die kommenden Arbeitspakete angegangen. Neben noch anstehenden weiteren Masterarbeiten wurde eine Dissertationsstelle für dieses Vorhaben eingerichtet.
Längerfristige und aussagekräftige Versuche in Deponiesimulationsreaktoren, auf Basis der ungestörten Bohrproben, sollen ebenfalls durchgeführt werden. Zum jetzigen Zeitpunkt fehlen aber noch Fördermittelgeber zur technischen Umsetzung.
Abschließend ist es angedacht, einen Leitfaden (angelehnt an Schachtmeyer, E. 2007) mit dem Setzen von Benchmarks aufzustellen.

LITERATUR

2018 FKZ 3715 411100 Crosschecks Deponien Endbericht RUK IFAS Stand 6.11.2018_PB2.

2018 FKZ 3714 343170 Methanbildung Deponien Endbericht RUK IFAS Stand 26.11.2018_PB2.

Kapseu Dongmo, U.D. (2021) *Auswirkungen der Variationen von Eingangsparametern auf die theoretische Gasbildung nach der FOD Methode gemäß den IPCC Guidelines und dem Vergleich mit Messdaten*. Masterarbeit am THGA 2021.

Jeyadevan, B. (2021*) Empirische Bestimmung einzelner Gasgängigkeiten in Siedlungsabfalldeponien und 3D-Modellierung*. Masterarbeit am THGA 2021.

Schachermayer, E. (2007) *Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemission aus Deponien*. Umweltbundesamt Österreich 2007.

Energetische Nachnutzung des Deponiestandortes der Massenabfalldeponie Klagenfurt Hörtendorf

J. Novak-Passegger[1], G. Bogensberger[2] & U. Werzin[2]
[1)] UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, Klagenfurt am Wörthersee, Österreich
[2)] Magistrat der Landeshauptstadt Klagenfurt am Wörthersee, Abteilung Entsorgung, Österreich

KURZFASSUNG: Die Deponie Hörtendorf liegt im Osten von Klagenfurt am Wörthersee und wurde als Massenabfalldeponie in einer ausgebeuteten Lehmgrube errichtet. Bei der gegenständlichen Deponie handelt es sich um eine Altablagerung, auf der bis in das Jahr 2008 Hausmüll, Industrie- und Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Straßenkehricht, Friedhofabfälle, Rechengut, Klärschlamm, Bauschutt etc. der Stadt Klagenfurt und des umliegenden Großraumes abgelagert wurden (UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, 2021). Die Haldendeponie mit einer Fläche der Abfallschüttungen von ca. 120.000 m² verfügt über keine, dem Stand der Technik entsprechende, Basisabdichtung, es wurde jedoch bereits in den Jahren 1989 bis 1991 als Standortsicherungsmaßnahmen das gesamte Deponieareal im Ausmaß von 155.000 m² vollständig mit einer in den Grundwasserstauer einbindenden Schmalwand umschlossen (Ertl, 1991). Die Deponie verfügt über ein, dem Stand der Technik entsprechendes, aktives Deponiegaserfassungssystem, welches die anfallenden Deponiegase über rund 100 vertikaler Gasbrunnen und über ein horizontales Gasleitungsnetz erfasst und einer thermischen Entsorgung zuführt. Nach der Durchführung entsprechender baulicher Anpassungen an den Stand der Technik soll der Deponiestandort künftig zu Erzeugung von elektrischer Energie durch die Errichtung einer den Deponiekörper überspannenden Photovoltaikanlage genutzt werden.

1 EINLEITUNG

Die als „Altlast K2 Hörtendorf“ durch das Umweltbundesamt ausgewiesen Deponie Klagenfurt Hörtendorf wurde als kommunale Hausmülldeponie seit dem Jahr 1973 in Form einer Reaktordeponie betrieben. Die vormals vorhandene Lehmgrube wurde bis zu Geländeoberkante mit Abfällen verfüllt und die Ablagerung in weiterer Folge als Haldendeponie fortgeführt. Es erfolgte eine Schüttung mit einer Zwischenberme, wobei das ca. 40.000 m² umfassende Plateau eine Höhe von ca. 22 m über der Geländeoberkante aufweist. Valide Aufzeichnungen hinsichtlich der Art und Menge der auf der Deponie Hörtendorf abgelagerten Abfälle liegen erst seit dem Jahr 1995 vor. Die aus den Aufzeichnungen stammenden Daten sind in Abbildung 1 ersichtlich.

Im Altlastenatlas der Umweltbundesamtes Altlastenatlas ist ersichtlich, dass auf der Deponie Hörtendorf bereits seit dem Jahr 1973 Abfälle abgelagert wurden. Die Deponie befindet sich derzeit in der geordneten Nachsorgephase, wobei bis dato lediglich auf den ca. 70.000 m² umfassenden Deponieflanken eine endgültige Oberflächenabdeckung nach dem damaligen Stand der Technik in Form eine zweilagigen mineralischen Dichtschicht aufgebracht wurde. Der Plateaubereich der Haldendeponie verfügt derzeit lediglich über eine temporäre Abdeckung und ist somit nicht gegen Meteorwassereintrag abgedichtet bzw. ist nicht endabgedeckt. Da es nach wie vor zur Bildung von Deponiegasen im Abfallkörper kommt, verfügt die Deponie über ein aktives Entgasungssystem mit rund 100 Filterbrunnen, einem horizontalen Gasleitungsnetz und zahlreichen Gasregelstationen. Das gesammelte Deponiegas wurde, entsprechend der seit 1991 aufrechten Genehmigungen, bis zum Jahr 2019 auf einem naheliegenden Grundstück zum Betrieb von Gasmotoren zur Stromerzeugung genutzt. Diese Verwertungsmaßnahme musste aus Gründen der Wirtschaftlichkeit eingestellt werden, wobei seit dem Jahr 2020 eine thermische Entsorgung der anfallenden Deponiegase über die an den Stand der Technik angepasste Hochtemperaturfackel erfolgt.

2 DURCHGEFÜHRTE MASSNAHMEN ZUR ANPASSUNG AN DEN STAND DER TECHNIK

2.1 Deponiegasprognose

Zum Zweck der Planung und Dimensionierung der neu zu errichtenden Verdichterstation und Fackelanlage wurde im Vorfeld der Maßnahmen eine Deponiegasprognose auf Basis der abgelagerten Abfallmengen als auch auf Basis der empirisch ermittelten Gasdaten aus der Gasverwertung vorgenommen. Weiters wurde eine IST-Zustandserhebung der Gesamtanlage der Deponiegaserfassung durchgeführt, um konkrete technische Maßnahmen auf dem Deponiekörper bzw. am horizontalen Erfassungssystem ableiten zu können. Zum Zweck der Berechnung der Deponiegasprognose erfolgte eine Abschätzung der abgelagerten Abfälle nach Art und Menge für die Jahre vor 1995. Als Basis für diese Abschätzung wurde das Abfallaufkommen für das Jahr 1994 als arithmetisches Mittel der Abfallmassen der Jahre 1995-1999 (fünf Jahre) festgelegt. Der Balken welcher diese Abfallmasse repräsentiert ist in Abbildung 1 schwarz dargestellt.

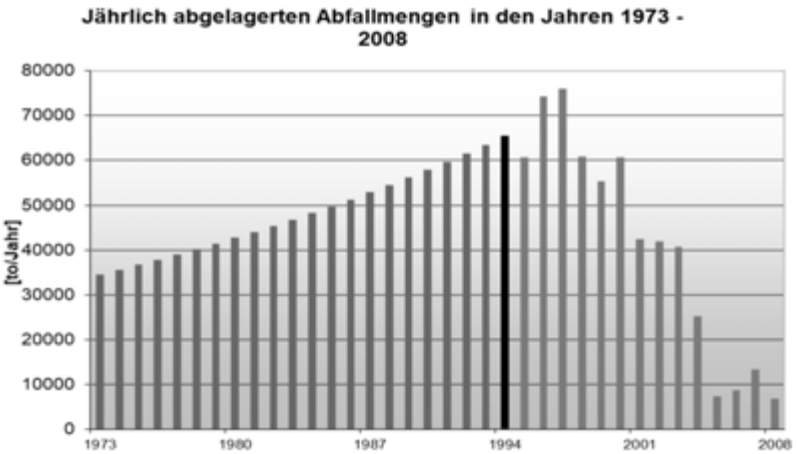


Abb. 1: Jährlich abgelagerte Abfallmengen (UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, 2021)

In weiterer Folge wurde auf Basis der Abfallmenge des Jahres 1994, unter der mathematischen Annahme, dass als die Masse der abgelagerten Abfälle jährlich um 3 % zunahm, auf die abgelagerten Massen bis ins Jahr 1973 (Ablagerungsbeginn) interpoliert und für die Berechnung der Deponiegasprognose herangezogen. Wie in Abbildung 2 und Abbildung 3 ersichtlich, sind auf Basis der vorliegenden Daten lediglich geringe Deponiegasmengen und Deponiegaskonzentrationen zu erwarten, die für eine künftige motorische Nutzung als unwirtschaftlich erscheinen.

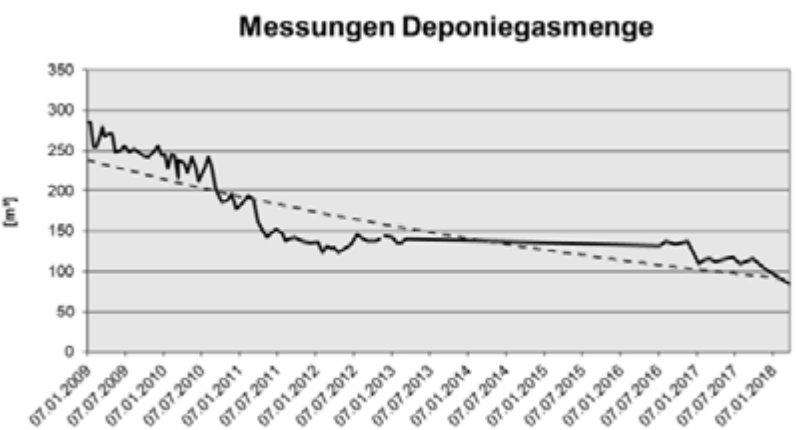


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der erfassten Deponiegasmenge von 2009 bis 2018

Dennoch wurde auf Basis von örtlichen Erhebungen und Messungen an den Gasbrunnen festgestellt, dass lokale Ablagerungsbereiche der Altdeponie erhebliche Methankonzentrationen im Deponiegas von bis zu 61,8 % aufwiesen. Demnach wurde im Sinne einer geordneten Nachsorge aus fachlicher Sicht empfohlen, eine Erneuerung des horizontalen Gaserfassungssystems sowie eine Neuanordnung der Regelstationen vorzunehmen.

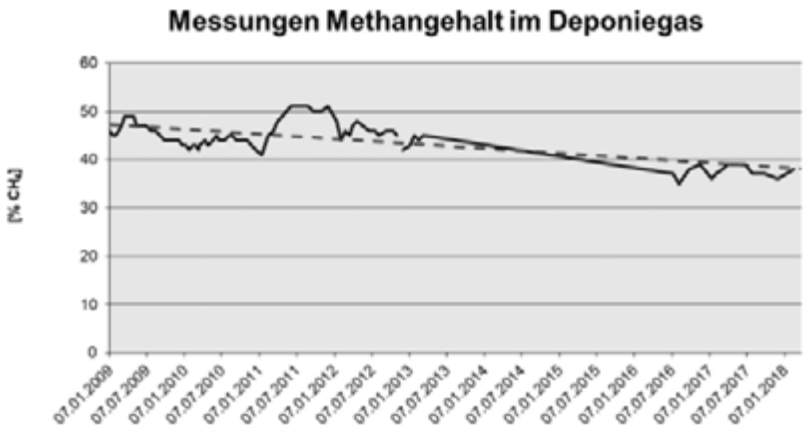


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der gemessenen Deponiegaskonzentration von 2009 bis 2018

2.2 3D-Modellierung der Deponieoberfläche

Um lokale Setzungen und entstandenen Senken infolge von Setzungen zu erfassen, wurde eine Drohnenbefliegung sowie eine 3D-Modellierung des gesamten Deponiekörpers durchgeführt. Es wurde ein digitales Geländemodell erstellt (Abbildung 4), welches als Basis für die weiteren Planungsschritte herangezogen wurde. In diesem Zusammenhang wurde festgestellt, dass am Deponieplateau lokale Setzung und Senken von bis 3,8 m in Bezug auf die mittlere Ebene am Deponietop vorlagen (UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, 2021). Es wurde demnach als sicherheitstechnische Maßnahmen bzw. in Hinblick auf eine künftige Folgenutzung des Deponiekörpers eine Reprofilierung der Deponieoberflächen als Teilmaßnahmen im AWG Einreichverfahren ausgearbeitet.

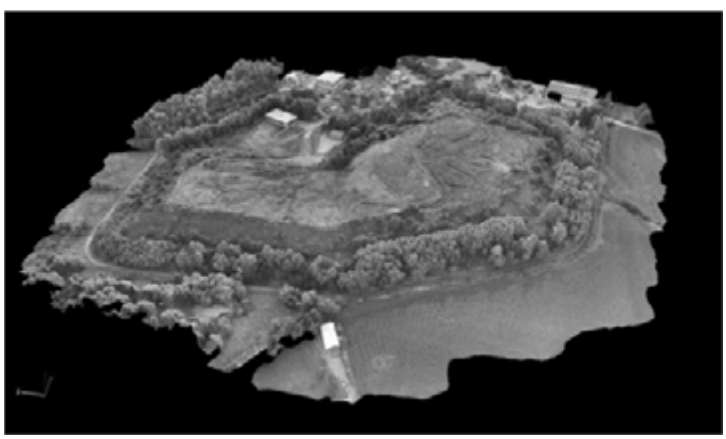


Abb. 4: 3D-Modellierung des Deponiekörpers auf Basis der Drohnenbefliegung

2.3 Reprofilierung der Deponieoberfläche

Infolge erheblicher Setzungen des Abfallkörpers kam es in den Jahren nach der Schließung zu erheblichen lokalen Geländeunebenheiten (Senken). Im Zuge der vermessungstechnischen

Geländeaufnahmen wurde in diesem Zusammenhang festgestellt, dass die durch lokale Setzungen resultierenden Geländeunebenheiten bis zu 3,8 m betragen. Am gesamten Deponiebereich befanden sich über 100 Gasbrunnen und ca. 25 Gasregelstellen, die durch einen technischen Mitarbeiter der Stadt Klagenfurt laufend überwacht und gewartet werden mussten. Es handelte sich demnach um einen temporären Arbeitsplatz mit einem erheblichem Gefahrenpotenzial. Da sich im Bereich der Geländeeintiefungen durch die physikalischen Eigenschaften der anstehenden Deponiegase (höhere Dichte als Luft) Gefahren von Gasansammlungen ergeben, erfolgte als sicherheitstechnische Maßnahme in Sinne der Anpassung an den Stand der Technik im Jahr 2021 / 2022 die Reprofilierung der Deponieoberfläche (Deponietop) durch die Aufbringung von geprüftem Schüttmaterial entsprechender Qualität.

Abb. 5: Aufgebrachte Reprofilierung in Form von geprüftem Schüttmaterial

2.4 Erneuerung des Entgasungssystems

Da sich durch die erheblichen Setzungen bedingte Schäden und Funktionsstörungen der Entgasungsanlage bzw. des Gassammelsystems ergeben haben, erfolgte nach der Fertigstellung der Reprofilierung eine vollständige Erneuerung des horizontalen Entgasungssystems am Deponietop (ca. 40.000 m²). In diesem Zusammenhang wurden alle Brunnen freigelegt und durch Verlängerung des vertikalen Sammelrohres an die neuen Geländestrukturen und Erfordernisse nach der Reprofilierung angepasst. Die neue Situierung der Gasregelstationen wurde derart vorgenommen, dass diese künftig die Hochpunkte des Sammelsystems darstellen (UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, 2022). Alle Stichleitungen wurden in Künetten in das reprofilierte Deponietop eingebettet, wobei ein kontinuierliches Gefälle von mindestens 3,0 % aller Stichleitungen in Fallrichtung zu den Gasbrunnen realisiert wurde. Demnach werden alle Kondensatwässer künftig in die Brunnen abgeleitet und dort zur Versickerung gebracht.

Es erfolgte eine Zusammenlegung der Regestationen und eine vollständige Belegung der Anschlussstellen in den Stationen. Durch diese Maßnahme konnten zahlreiche Regestationen und Substationen eingespart werden. Nunmehr befinden sich lediglich fünf Regelstellen am Deponietop die jeweils über 10 – 12 Anschlussstellen für Stichleitungen (Brunnen) verfügen. Alle Leitungen und Anschlusselemente wurden fachkundig hergestellt und nach der Herstellung entsprechend der einschlägigen Normen auf Dichtheit geprüft. Die Brunnen, Leitungsstränge und Regelstellen wurden nach der Herstellung in Lage und Höhe eingemessen, hinsichtlich der erforderlichen Gefälle messtechnisch überprüft und die Leitungen nach Freigabe in Sand gebettet bzw. eingeschüttet.

Abb. 6: Neuverlegung der Deponiegasleitungen in den Künetten

3 KÜNFTIGE MASSNAHMEN ZUR FOLGENUTZUNG

Die gegenständliche Deponie soll künftig entsprechend dem in der Genehmigungsphase befindlichen AWG Einreichprojekt sowie dem stattgegebenen Widmungsantrag des Magistrates der Stadt Klagenfurt als Standort für die Erzeugung elektrischer Energie durch Nutzung der Flächen für Photovoltaikanlagen genutzt werden. In diesem Zusammenhang ist lediglich die Fläche der Abfallanschüttungen (Deponiefläche) von Relevanz. Entsprechend dem AWG Einreichprojekt werden für die Deponie Maßnahmen für die Verbringung der Oberflächenwässer erforderlich. Die Flächen des Deponieplateaus (blaue Markierung) werden als Alternative zur konventionellen Oberflächenabdichtung gemäß Deponieverordnung mit einer technisch dichten Dachkonstruktion versehen.

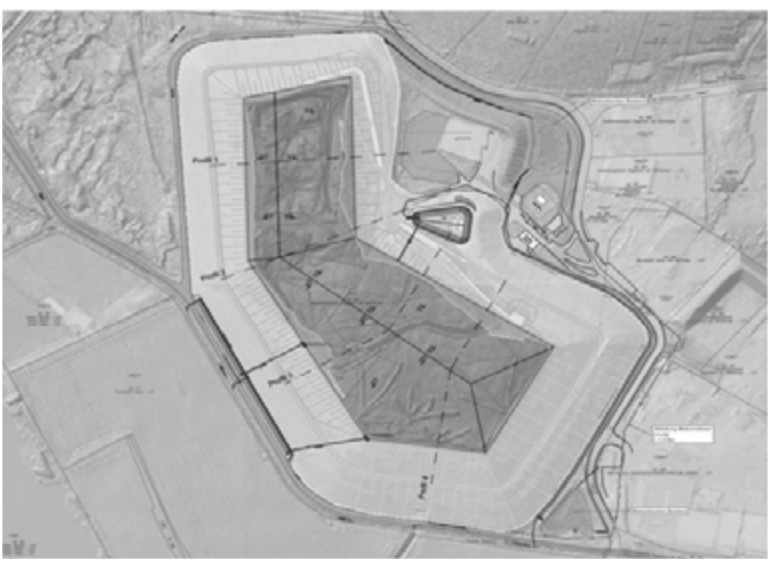


Abb. 7: Schematische Darstellung Oberflächenentwässerung (CCE Ziviltechniker GmbH, 2022)

Die Böschungsflächen (gelb markierte Bereiche in Abbildung 7) verfügen bereits über eine endgültige Oberflächenabdichtung und sollen künftig durch eine permeable Ausführung der

Photovoltaikanlage (Ermöglichung Eintrag von Meteorwässer auf die Flanken) ausgeführt werden. Das Deponietop im Ausmaß von ca. 40.000 m² wird mit einem technischen dichten Dach versehen, dass ein Eindringen von Meteorwässern dauerhaft unterbindet. Auf eine zeitlich begrenzte Dauer werden Teilflächen des Daches offengehalten (unabgedeckte Teilflächen im Ausmaß von ca. 10 - 15 % der Gesamtfläche des Deponietop), um einen kontrollierten und dosierten Eintrag von Meteorwässern zur temporären Aufrechterhaltung der biologischen Abbauprozesse innerhalb des Deponiekörpers (Abbau organischer Substanz) zu gewährleisten.

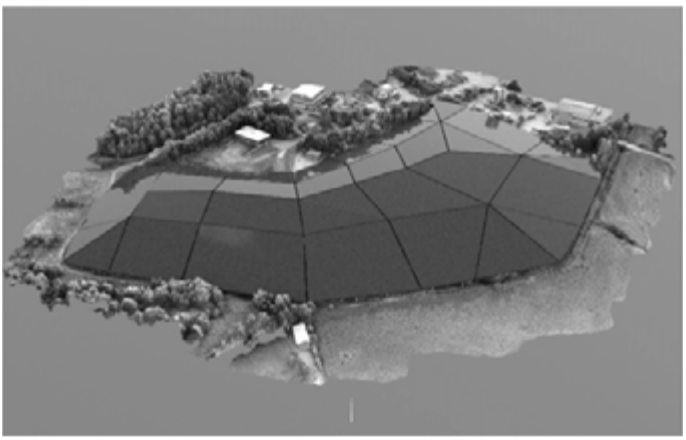


Abb. 8: 3D-Modellierung der Oberflächenbelegung durch Photovoltaikpaneele

Die Einbringung der Meteorwässer erfolgt durch Ableitung aus dem Dachbereich über lokale Sickerkörper am Deponietop in den Deponiekörper (Abfallkörper). Nach dem Abklingen der biologischen Abbauprozesse wird das Dach zur Gänze verschlossen und ist folglich als technisch dicht zu betrachten (UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, 2022).

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Nutzung von Brachflächen und Deponien als Flächen für die Erzeugung elektrischer Energie stellt aus der Sicht des zuständigen Ministeriums eine richtungsweisende Maßnahme dar, um künftig den Fokus auf Gebäude und auf Deponieflächen, versiegelte oder anderweitig degradierte Flächen zu legen (UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, 2022). Flächenrecycling ist per Definition die nutzungsbezogene Wiedereingliederung vormals industriell/gewerblich genutzter Grundstücke in den Wirtschafts- und Naturkreislauf, die ihre bisherige Funktion und Nutzung verloren haben. Durch ein Flächenrecycling von Deponieflächen können Flächen, die nicht nur ökologische Lasten durch Emissionen, sondern auch ökonomische Lasten durch erforderlich Pflege und Instandhaltung darstellen, sinnvoll wiedergenutzt werden und so der Entwicklung von Freiflächenanlagen (Grünlandverbrauch) aktiv entgegenwirken. Diese Reduktion des Flächenverbrauches stellt ebenso ein Ziel der Umwelt- und Klimaschutzpolitik dar und trägt somit zur Erfüllung der gesetzten Nachhaltigkeitsziele bei.

LITERATUR

CCE Ziviltechniker GmbH. (2022). *Schließung der Deponie Hörtendorf - Verbringung der Oberflächenwässer.* Klagenfurt am Wörthersee.

Ertl, G. (1991). *Abschlussbericht zur Sanierung der Mülldeponie Hörtendorf - Herstellung der Schmalwandumschließung.* Klagenfurt am Wörthersee.

UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH. (2021). *Einreichunterlagen zur Errichtung einer alternativen Deponieoberfächenabdichtung und Anpassung an den Stand der Technik.* Klagenfurt am Wörthersee.

UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH. (2022). *Schließungsprojekt zur ordnungsgemäßen Schließung aller Teilflächen innerhalb der Schmalwandumschließung.* Einreichprojekt, Klagenfurt am Wörthersee.

Software-Tool zur Bewertung der Nachsorgekosten von Deponien

S. Holy[1], J. Fellner[1], D. Laner[2] & M. Schuster[3]
[1)] Institut für Wassergüte, Abfall und Ressourcen, TU Wien, Wien, Österreich
[2)] Institut für Bauingenieur- und Umweltingenieurwesen, Universität Kassel, Kassel, Deutschland
[3)] Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Nachsorgedauer von Deponien geht zum Teil weit über die Ablagerungsphase hinaus. In Österreich sind die Betreiber so lange für die Deponie verantwortlich, bis die zuständige Behörde entscheidet, dass keine Nachsorgemaßnahmen mehr erforderlich sind um Umweltgefährdungen auszuschließen. Die entsprechenden finanziellen Rücklagen sind je nach Deponietyp und abgelagerten Abfällen für Zeiträume zwischen 5 (Bodenaushubdeponien) bis 40 Jahren (ehemalige Hausmülldeponien) zu bilden. Da die tatsächliche Nachsorgedauer (vor allem von ehemaligen Hausmülldeponien) deutlich länger sein kann als der gesetzliche vorgeschriebene Zeitraum für die Sicherstellungsberechnung, besteht das Risiko einer Unterfinanzierung der Deponienachsorge. Beobachtungen in Österreich haben gezeigt, dass einzelne Deponiebetreiber ihren Nachsorgepflichten aufgrund fehlender finanzieller Mittel nicht nachkommen konnten, wodurch zum Teil die öffentliche Hand einspringen musste. Im vorliegenden Beitrag wird ein Simulationsmodell (Softwaretool) vorgestellt, das es ermöglicht, Dauer und Kosten der Deponienachsorge unter Berücksichtigung der Abfallart, der Deponietechnik (z.B. technische Barrieren) und der örtlichen Gegebenheiten (z.B. Gefährdung vorhandener Schutzgüter, wie Grundwasser, Oberflächengewässer) zu bewerten. Das Softwaretool beruht weitgehend auf vorhandenen Modellen, die in den letzten zehn Jahren an der TU Wien entwickelt wurden, und die im Rahmen des Forschungsprojekts NaDemO (Nachhaltiges Deponienachsorgemodell für Österreich) um eine ökonomische Betrachtungsweise erweitert wurden. Neu ist auch, dass in Abhängigkeit der Nachsorgestrategie (z.B. Art und Zeitpunkt der Aufbringung der Oberflächenabdichtung) die Nachsorgekosten abgeschätzt werden können und somit jene Strategie gewählt werden kann, die in Summe am kosteneffizientesten ist. Dadurch können Betreiber oder Behörden wertvolle Informationen erhalten, wie sie die Nachsorgekosten minimieren und die begrenzten finanziellen Ressourcen, die während des Deponiebetriebs aufgebaut werden, optimal nutzen können.

1 EINLEITUNG

In einer entwickelten Abfallwirtschaft sind Deponien als anthropogene Senken für Stoffe, die nicht wiederverwendet oder recycelt werden können, unverzichtbar. Aufgrund des langfristigen Emissionspotenzials müssen negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt vermieden werden, indem entsprechende Nachsorgemaßnahmen bis zum Abklingen der Emissionen aufrechterhalten werden. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen umfassen im Wesentlichen die Aufbringung einer Oberflächenabdeckung, die Überwachung des Sickerwassers (und des Deponiegases) und dessen Behandlung, die Wartung und Kontrolle der Deponieanlagen sowie die Überwachung des Standorts (Laner et al. 2011). Gemäß österreichischem Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002) sind die Deponiebetreiber für die Bewirtschaftung so lange verantwortlich, bis die Behörden einer Beendigung der Nachsorge zustimmen. Bei alten Hausmülldeponien erstreckt sich die Nachsorgedauer in der Regel weit über die gesetzlich vorgeschriebene Dauer von 30 Jahren, was zum Teil zu einem Finanzierungsengpass führen kann. Die Dauer der Nachsorge und der entsprechende finanzielle Aufwand hängen von der Art des abgelagerten Abfalls, den Bedingungen vor Ort und der technischen Ausgestaltung der Deponie ab (Laner et al. 2011). Die Vielfalt an Gegebenheiten macht es schwierig, allgemeine Nachsorgekosten pro m³ abgelagerter Abfallmenge abzuleiten, um so den Deponiebetreibern eine nachhaltige Finanzplanung zu ermöglichen.
Ziel dieser Studie ist es, ein Simulationsmodell (Softwaretool) zu entwickeln, welches es dem Benutzer ermöglicht, die Nachsorgezeit und die entsprechenden Kosten einer beliebigen Deponie abzuschätzen. Basis für die Berechnung sind die Art der abgelagerten Abfälle, das Funktionsniveau der technischen Barrieren, die beobachteten Emissionen sowie die geologischen und klimatischen Bedingungen am Standort.

2 METHODIK

2.1 Bestehendes Modell – SEDENA Tool

Das SEDENA-Tool (Laner et al. 2012) bietet in Form einer Excel-Anwendung die Möglichkeit die Nachsorgedauer in Abhängigkeit von der Nachsorgestrategie (z.B. Art und Zeitpunkt der Oberflächenabdichtung) abzuschätzen. Die Methodik zur Bestimmung von Entlassungskriterien und der daraus resultierenden Nachsorgedauer besteht aus mehreren Elementen. Sie basiert auf Modellen zur Beschreibung der Emissionseigenschaften des deponierten Abfalls, Modellen zur Bewertung der technischen Barrieren, Modellen zur Stoffmigration im Untergrund und definierten Grenzwerten an den Bewertungspunkten bestimmter Schutzgüter (Ort der Beurteilung). Auf der Grundlage des Modells von Belevi und Baccini (1989) werden die Konzentrationen der relevanten Sickerwasserparameter abgeschätzt. Um die Heterogenität des Wasserflusses und die kontinuierliche Freisetzung von Substanzen aufgrund des fortschreitenden organischen Abbaus zu berücksichtigen wurde die ursprüngliche Gleichung von Belevi und Baccini erweitert (1) (Laner et al. 2011a).

$$C(t) = \underbrace{C_0 * e^{\left(-\frac{C_0}{M_0} * h * \frac{W}{S}(t)\right)}}_{\text{Konzentration nach t Jahren aufgrund von Auswaschung}} + \underbrace{\frac{k_{org_s} * m_{org_s}}{\left(h * \Delta\frac{W}{S}\right)} * e^{(-k_{org_s} * (\frac{W}{S}(t)/\Delta\frac{W}{S}))}}_{\text{Konzentration nach t Jahren aufgrund biolog. Abbauprozesse (schnell)}} + \underbrace{\frac{k_{org_m} * m_{org_m}}{\left(h * \Delta\frac{W}{S}\right)} * e^{(-k_{org_m} * (\frac{W}{S}(t)/\Delta\frac{W}{S}))}}_{\text{Konzentration nach t Jahren aufgrund biolog. Abbauprozesse (mittel)}} \quad (1)$$

$C(t)$ ... Mittlere jährliche Konzentration nach t Jahren $[\frac{mg}{l}]$

C_0 ... Mittlere jährliche Konzentration am Ende der intensiven Reaktorphase $[\frac{mg}{l}]$

M_0 ... Konzentration mobilisiert durch Auswaschung $[\frac{mg}{l}]$

h ... Heterogenität $[-]$

$\frac{W}{S}(t)$ ... Wasser − Feststoff − Verhältnis [l/kg TS]

$\Delta\frac{W}{S}$ ... Jährliche Änderung des Wasser − Feststoff − Verhältnisses [l/kgDM. a]

k_{org_s} ... Abbaurate von leicht abbaubarem organischen Material $[\frac{1}{a}]$

m_{org_s} ... Emissionspotential von leicht abbaubarem organischen Material [mg/kg TS]

k_{org_m} ... Abbaurate von mittel bis langsam abbaubarem organischen Material $[\frac{1}{a}]$

m_{org_m} ... Emissionspotential von mittel bis langsam abbaubarem organischen Material [mg/kg TS]

t ... Zeit nach Ablagerungsende [a]

In einem ersten Schritt wird mittels der Gleichung (1) das Modell an die gemessenen Sickerwasserdaten der Deponie angepasst. Um die beste Übereinstimmung zwischen Modell und gemessenen Daten zu erzielen, werden die einzelnen Parameter (z. B. C_0, M_0, ...) mittel Least-Squares-Methode innerhalb vordefinierter plausibler Bereiche abgeschätzt. In einem zweiten Schritt wird das kalibrierte Modell herangezogen, um den zukünftigen Trend der Emissionen als Funktion des Wasserdurchsatzes zu bestimmen. Die Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), Chlorid (Cl) und chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) überschreiten in der Regel die derzeitigen gesetzlichen Normen für die Einleitung von Sickerwasser in ein Oberflächengewässer um mindestens eine Größenordnung und dürften für die langfristige Sickerwasserverschmutzung auf den meisten Hausmülldeponien von Bedeutung sein (Kjeldsen et al. 2002).
Für die Prognose der zukünftigen Emissionen wird innerhalb des Programms das Sickerwasseremissionsmodell gemäß Gleichung (1) auf diese Parameter angewendet. Die Auswirkungen der unterschiedlichen Funktionsniveaus der technischen Barrieren auf die Deponieemissionen können unter Berücksichtigung mehrerer Szenarien modelliert werden. Szenario A geht von einer optimalen Funktion der Oberflächenabdichtung und einer ineffektiven Funktion der Basisabdichtung aus, Szenario B von einer graduellen Abnahme beider Barrierefunktionen und Szenario C

von den Auswirkungen eines Totalausfalls der Barrieren. Szenario B* beschreibt die graduelle Abnahme der Funktion der Oberflächenabdeckung und das vollständige Versagen der Basisabdichtung. Durch Variation der Wasserinfiltrationsrate (z. B. aufgrund verschiedener Arten von Oberflächenabdeckungen) können unterschiedliche Nachsorgestrategien simuliert werden. Eine aus Experteninterviews abgeleitete Gewichtungsmatrix, welche die Bedeutung verschiedener Faktoren für die langfristige Leistungsfähigkeit der oberen und unteren Barrieren bewertet, wird für den Fall einer Funktionsabnahme über die Zeit angewendet (Laner et al. 2011b oder Laner 2011).
Der potenzielle Schadstofftransport im Untergrund zu den unterschiedlichen Schutzgütern (z. B. Grundwasser) wird mit dem SEDENA-Tool unter Verwendung der Hydrus-1D-Software berechnet. Dabei werden die Art und Dicke der verschiedenen Bodenschichten, die Höhe des Grundwasserkörpers, die vertikale Durchmischungstiefe und die Grundwasserneubildung berücksichtigt. Abbildung 1 zeigt ein Schema des potentiellen Schadstoffmigrationspfades mit den verschiedenen Orten der Beurteilung (OdB). Der Abminderungsfaktor (AF) ist definiert als das Verhältnis der maximalen Konzentration am ersten Punkt (z. B. Sickerwasserkonzentration) zur maximalen Konzentration am zweiten Punkt (z. B. OdB 1) ($AF = C_1/C_2$) (Laner et al. 2011).

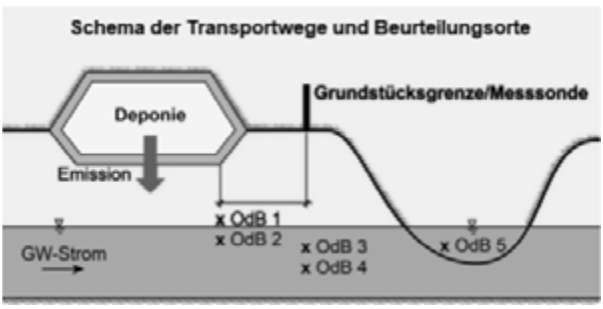


Abb. 1: Schema des unterirdischen Migrationspfades zwischen den Orten der Beurteilung (OdB) (nach Laner et al. 2011)

Die Abminderungsfaktoren werden mit spezifischen Qualitätskriterien an einem gewählten OdB (z.B. Grundwasser) abgeglichen und so die tolerierbaren Deponieemissionswerte (d.h. Emissionen an der Quelle die einen definierten Grenzwert unterschreiten) für das jeweilige Szenario abgeschätzt.
Deponiegasemissionen können auf der Grundlage zulässiger, gebietsspezifischer Methanflussraten bewertet werden. Als tolerierbarer, maximaler flächenspezifischer Zufluss von Methan zur oberen Abdeckung können 4,2 $m^3CH4/m^2.a$ oder ein tolerierbarer maximaler Methanfluss in die Atmosphäre von 0,42 $m^3CH4/m^2.a$ angesetzt werden (ÖWAV 2008). Die Gasbildung wird mit einem mathematischen Modell basierend auf der Arbeit von Tabasaran und Rettenberger (1987) berechnet. Das Modell berücksichtigt neben den Abfallmengen auch die Art des abgelagerten Abfalls (Gehalt an abbaubarem organischem Kohlenstoffgehalt) und Standardwerte für die entsprechenden Abbauraten. Der Modellzeitraum bis zum Erreichen von vordefinierten Kriterien (Methanflussraten) bestimmt das Ende der unzulässigen Deponiegasemissionen.

2.2 Aufbau und Implementierung des neu entwickelten Softwaretools (NaDemO-Software)

Das weiterentwickelte Softwaretool bietet eine benutzerfreundliche Oberfläche und die zusätzliche Funktion, die Kosten verschiedener Nachsorgemaßnahmen zu bewerten. Dadurch kann der Benutzer verschiedene Nachsorgestrategien im Hinblick auf ihre Gesamtkosten für die Zeit der erforderlichen Nachsorge vergleichen. Die Vorhersage der zukünftigen Sickerwasseremissionen, der Gasentwicklung und der Funktion der technischen Barrieren kann analog zu den Methoden im SEDENA-Tool modelliert werden. Um den potentiellen Schadstofftransport durch den Deponieuntergrund ohne den Einsatz eines Finite-Elemente-Modells (Hydrus-1D-Software) abschätzen zu können, wurden verschiedene Szenarien unter Annahme unterschiedlicher Bodenschichten simuliert. Dabei wurde eine eindeutige Korrelation zwischen den Abminderungsfakoren (Verringerung der Schadstoffkonzentration im Untergrund) und der mittleren Verweilzeit

(Austauschzeit des Wassers im Untergrund) der Schadstoffe im Untergrund und der Halbwertszeit der Schadstofffreisetzung aus der Deponie (Sickerwasserkonzentration) festgestellt. Diese Korrelation wird herangezogen, um die Abminderungsfaktoren der Schadstoffkonzentrationen im Untergrund zu bewerten.
Die Bestimmung der Nachsorgekosten basiert auf den Kostensätzen für die jeweiligen Maßnahmen in Verbindung mit der berechneten Nachsorgedauer. Es besteht die Möglichkeit diese Kosten zu diskontieren und als Barwerte darzustellen.

2.2.1 Benutzeroberfläche und Anwendung

Das NaDemO-Tool ist als eigenständige Software programmiert. Die Programmiersprache ist Python (www.python.org, Version: 3.9.0) und kann kostenlos verwendet werden. Die Benutzeroberfläche (GUI) wurde mit dem Standardpaket TKinter erstellt. Für die Darstellung und Manipulation der Daten werden die Pakete xlrd, pandas, numpy, matplotlib und lmfit verwendet.
Die Hauptmaske besteht aus sieben Registerkarten ("Allgemeine Deponiedaten + Emissionen", "Barriere und Untergrund", "Qualitätskriterien für Umweltmedien", "Nachsorgestrategien", "Sicherstellungsberechnung", "Berechnung", "Ergebnisse"). Die derzeitige Version der Software ist nur auf Deutsch verfügbar. Eine Übersetzung ins Englische ist geplant, um die Zahl der potenziellen Nutzer zu erhöhen.

2.2.2 Allgemeine Deponiedaten und Modellanpassung

Um das Modell an das Emissionsniveau der jeweiligen Deponie anzupassen bedarf es unterschiedlicher Messdaten wie z.B. jährliche Sickerwassermengen oder Sickerwasserkonzentrationen. Diese können über eine entsprechende Excel-Vorlage importiert werden. Ein mehrzeiliges Drop-Down-Menü ermöglicht es dem Benutzer, die Abfallzusammensetzung für die Jahre der Ablagerung anzugeben. Auf Grundlage der Abfallzusammensetzung, des Zeitpunkts der Oberflächenabdichtung und des jährlichen Sickerwasseranfalls werden die Trockenmasse des Abfalls, das Wasser-Feststoff-Verhältnis (Wassermenge in Litern, die 1 kg Abfalltrockenmasse durchflossen hat) und das Restgasbildungspotenzial bestimmt. Die Kalibrierung des Sickerwasseremissionsmodells erfordert mindestens 4 Messungen der jeweiligen Sickerwasserparameter (CSB, Cl, NH_4-N) nach Ablagerungsende. Der Benutzer kann die Modellergebnisse und die beobachteten Sickerwasserparameter grafisch vergleichen und die kalibrierten Parameter manuell anpassen. Die Qualität der Eingangsdaten nimmt einen wesentlichen Einfluss auf die Genauigkeit der Modellvorhersagen. So sollten zum Beispiel die klimatischen Bedingungen zum Zeitpunkt der Messungen berücksichtigt werden, um repräsentative Messdaten zu erhalten.

2.2.3 Barriere und Untergrund

Die Registerkarte "Barriere + Untergrund" bietet ein Bewertungsprofil, um den Zustand der Oberflächenabdeckung und der Deponiebasisabdichtung zu definieren. Es können verschiedene Radiobuttons gesetzt werden, um die Eigenschaften für Status, Design und Funktion auszuwählen. Durch Anklicken eines Buttons wird eine aus Experteninterviews abgeleitete Gewichtungsmatrix zur Bewertung verschiedener Berechnungsfaktoren für die langfristige Entwicklung des Barrieresystems bestimmt. Diese Matrix kann auch manuell angepasst werden. Anhand dieser Faktoren werden die Funktionsfähigkeit der oberen Abdeckung und der Sickerwasseraustritt in den Untergrund (Funktionsfähigkeit der Basisabdichtung) für einen Zeitraum von bis zu 300 Jahren ermittelt.
Zur Definition der verschiedenen Bodenschichten unterhalb der Deponie steht ein Drop-Down-Menü zur Verfügung, welches die Auswahl verschiedener Bodenschichten gemäß der bodenkundlichen Kartieranleitung ermöglicht. Im Hintergrund werden Standardwerte für die hydraulische Leitfähigkeit und den gesättigten Wassergehalt der jeweiligen Schicht eingefügt, diese können jederzeit manuell angepasst werden. Die Mächtigkeit der Bodenschichten kann über ein Eingabefeld definiert werden.
Um das Grundwasser zu charakterisieren stehen Eingabefelder für die Einmischtiefe, die Mächtigkeit des Grundwasserkörpers, die Filtergeschwindigkeit, die Grundwasserneubildung und den Sauerstoffgehalt zur Verfügung.

2.2.4 Einzuhaltende Kriterien am Ort der Beurteilung

Zur Berechnung tolerierbarer Emissionswerte im Untergrund werden die Abminderungsfaktoren mit spezifischen Qualitätskriterien an bestimmten OdBs (z.B. Grundwasser) gegenübergestellt. Das Software-Tool ermöglicht dem Benutzer das automatische Einfügen von Konzentrationen gemäß den in Österreich geltenden Vorschriften oder die manuelle Eingabe in der Einheit mg/l. Die zulässigen Emissionswerte für Deponiegas werden als maximaler flächenspezifischer Zufluss von Methan (Methanflux) in die obere Abdeckung und als maximaler Methanfluss in die Atmosphäre definiert und in der Einheit $m^3CH_4/m^2.a$ eingegeben.
Der Zeitpunkt, an dem kein weiteres potenzielles Risiko mehr für die Umwelt zu erwarten ist, wird als jene Dauer definiert, die bis zum Erreichen der tolerierbaren Emissionswerte am jeweiligen OdB verstreicht.

2.2.5 Nachsorgestrategien

Der Benutzer kann durch die Definition des Sickerwassers als prozentueller Anteil vom Jahresniederschlag verschiedene Nachsorgestrategien simulieren. Die österreichische Deponieverordnung (DVO 2008) schreibt vor, dass die endgültige Oberflächenabdeckung so ausgeführt sein muss, dass der Sickerwasseranfall nach der Schließung auf 5 % des Niederschlags begrenzt ist. Auch alternative Ausführungen sind zulässig, z.B. längere temporäre Abdichtungen.

2.2.6 Finanzielle Sicherstellungen

Das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) stellt eine Excel-Vorlage zur Verfügung, um die Kosten für die Stilllegung und Nachsorge von Deponien für nicht gefährliche Abfälle in Österreich, unter der Annahme einer Nachsorgedauer von 30 oder 40 Jahren, zu bewerten. Diese Vorlage wird für die Berechnung und Genehmigung der finanziellen Sicherstellung herangezogen. Das entwickelte Software-Tool ermöglicht es dem Benutzer, diese Excel-Tabelle zu importieren und die einzelnen Kostensätze bei Bedarf zu übernehmen bzw. anzupassen. Diese Kostensätze können dann für die weiteren Berechnungen verwendet werden.

2.2.7 Berechnung

Wenn alle erforderlichen Eingaben gemacht wurden, kann der Benutzer zur Registerkarte "Berechnung" wechseln. Abbildung 2 zeigt den oberen Teil der Registerkarte, wo Szenario, Ort der Beurteilung und Nachsorgestrategie für die Modellierung ausgewählt werden. Für die Berechnung der Kosten wird der OdB 3 empfohlen, da davon ausgegangen wird, dass an diesem Punkt Messungen zur Überwachung des Grundwassers vorhanden bzw. möglich sind.

Das Beispiel zeigt eine Hausmülldeponie, auf der von 1970 bis 2003 ca. 1 Mio. Tonnen Abfall abgelagert wurden. Für die Modellierung wurde Szenario B* gewählt, bei dem davon ausgegangen wird, dass die Funktion der oberen Abdeckung abnimmt und die Funktion der Deponiebasisabdichtung ineffektiv ist. Es werden der OdB 3 und die Nachsorgestrategie mit 5 % Sickerwasseranteil am Niederschlag gewählt.

Abb. 2: Registerkarte “Berechnung”. Oberer Teil, wo Szenario, Ort der Beurteilung und Nachsorgestrategie für die Berechnung gewählt werden

Die Berechnung beginnt nach Anklicken der Schaltfläche "Emissionsmodellierung starten". Die Grafiken der Deponiegasprognose und der berechneten Sickerwasserkonzentrationen sowie die Dauer bis zum Erreichen der Entlassungskriterien werden weiter unten dargestellt (Abbildung 3)

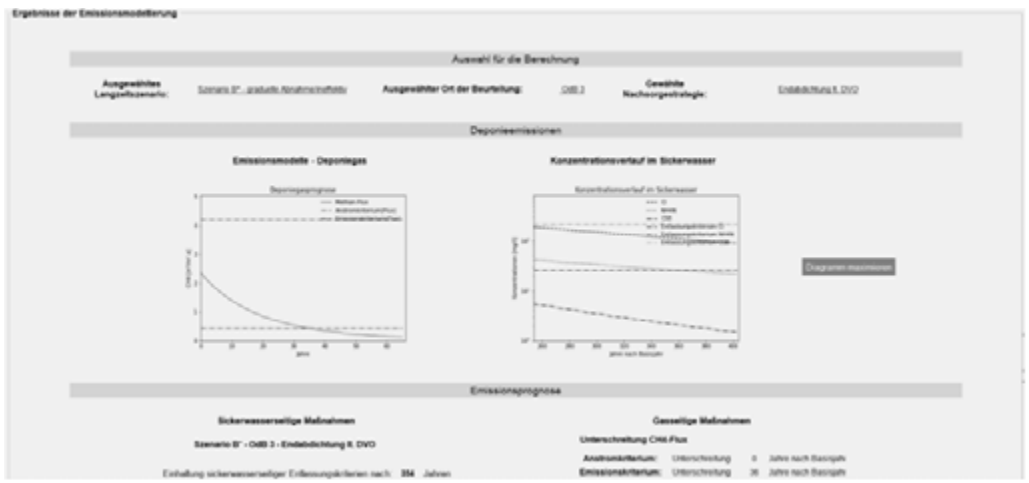


Abb. 3: Registerkarte „Berechnung“ grafische Darstellung der Modellierungsergebnisse

Das linke Diagramm zeigt die Prognose der Deponiegasentwicklung, einschließlich des vom Benutzer definierten tolerierbaren Emissions- bzw. Anstromkriteriums über die Zeit. Ausgangspunkt (Basisjahr) für die Simulationen ist jener Zeitpunkt, an dem keine weiteren technischen Änderungen an der Deponie vorgenommen werden, in diesem Beispiel das Jahr 2004. Die Sickerwasserkonzentrationen von Cl, NH_4-N und CSB in mg/l über die Zeit, ausgehend vom Basisjahr, sind im rechten Diagramm dargestellt. Die horizontalen Linien zeigen die geschätzten tolerierbaren Sickerwasserkonzentrationen (Entlassungskriterien) an der Quelle an. In diesem Beispiel werden diese Werte 354 Jahre nach dem Startpunkt der Simulation eingehalten. Die Einhaltung der tolerierbaren Gasemissionen wird nach 36 Jahren prognostiziert.
Nach der Berechnung des Emissionsmodells können die Kostensätze für die unterschiedlichen Nachsorgemaßnahmen aus der Registerkarte "Sicherstellungsberechnung" durch Klicken auf die entsprechende Schaltfläche eingefügt werden. Alle Parameter können auch manuell eingestellt werden. Die Fläche für die Oberflächenabdeckung und deren spezifische Kosten in €/m², die Kosten für die Erfassung und Entsorgung von Deponiegas in €/a, die spezifischen Kosten für die Sickerwasserentsorgung in €/m³, die Kosten für Wartung und Überwachung (z.B. Wartung des Sickerwasserbeckens) in €/a müssen definiert werden. Grenzwerte für die Konzentrationen von

NH_4-N, Cl und CSB im Sickerwasser für die Einleitung in die Kanalisation und für die Einleitung in Oberflächengewässer können in mg/l eingegeben werden. Zur Berücksichtigung der technologischen Entwicklung bei der Sickerwasserentsorgung können die Investitionskosten und die Reduzierung (in Prozent) der Sickerwasserentsorgungskosten ab einem bestimmten Jahr angegeben werden. Die Erträge aus der Nachnutzung der Deponieoberfläche können entweder einmalig oder jährlich berücksichtigt werden. Zur Diskontierung der zukünftigen Kosten wird die Kapitalwertmethode mit einem frei wählbaren Zinssatz angewendet. Wenn keine Diskontierung erwünscht ist, kann der Diskontierungssatz auf Null gesetzt werden.

Sind alle notwendigen Eingaben gemacht, kann der Button "Kosten berechnen" betätigt werden. Im Hintergrund werden die Zeitreihen der prognostizierten Sickerwasserkonzentration, des geschätzten Sickerwasservolumens und des Deponiegasaufkommens mit den Kostensätzen verknüpft und für die berechnete Nachsorgedauer diskontiert. Die Summen der Barwerte der jeweiligen Kategorien werden anschließend in einem Balkendiagramm dargestellt (Abbildung 5). Die Ergebnisse der jeweiligen Kategorien werden auf die Gesamtmenge der abgelagerten Abfälle bezogen und ebenfalls als Balkendiagramm dargestellt (Abbildung 4). Dieser Vergleich zeigt, dass die Diskontierung der Kosten kaum einen Unterschied macht, ob 100 oder 300 Jahre berechnet werden. Das Gleiche gilt für die spezifischen Nachsorgekosten. Im vorliegen Beispiel wurde ein Diskontierungssatz von 1 % angewandt.

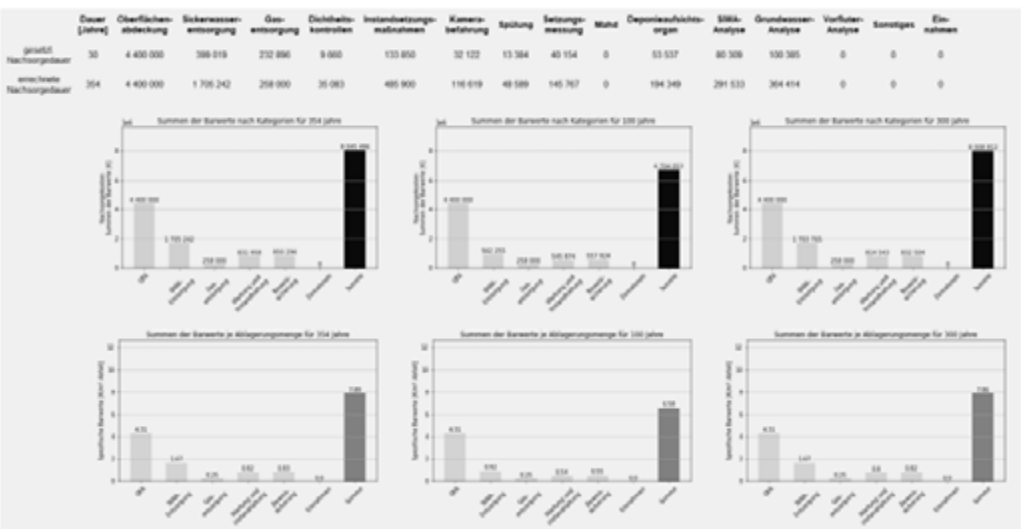


Abb. 4: Absolute Barwerte nach Kategorien (oben), spezifische Barwerte nach Kategorien (unten)

Die Ergebnisse von max. 3 Modellierungen können gespeichert werden und als zusammengefasster PDF-Bericht exportiert werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Das NaDemO-Tool ermöglicht es dem Benutzer, die standortspezifische Nachsorgedauer und die entsprechenden Kosten abzuschätzen. Die Auswahl verschiedener Szenarien (für die langfristige Leistungsfähigkeit der Barrieren) und Nachsorgestrategien (z.B. temporäre obere Abdeckung) ermöglicht den Vergleich der Auswirkungen verschiedener Faktoren auf die Dauer und die Kosten der Nachsorge. Das entwickelte Instrument ist sowohl für Deponiebetreiber als auch für Behörden von Interesse. Es bietet eine transparente Grundlage für die Bewertung der "wahren" Kosten der Deponierung.
Die Benutzeroberfläche ist übersichtlich gestaltet und durch verschiedene Reiter in unterschiedliche Kategorien unterteilt.

Der Import von Deponiedaten ermöglicht eine einfache Eingabe von Basisdaten, und die Berechnungen im Hintergrund vereinfachen die Ermittlung bestimmter Ausgangsparameter. Darüber hinaus erklärt ein Benutzerhandbuch die einzelnen Schritte und gibt Auskunft über Eingaben und Berechnungen. Das Tool bietet Speichermöglichkeiten, so dass der Nutzer die gesamten Eingabedaten speichern und laden kann.
Mit der NaDemO-Software wird ein praxisnahes Berechnungswerkzeug zur Bestimmung der Nachsorgedauer und -kosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Nachsorgestrategien bereitgestellt.

4 DANKSAGUNGEN

Die Autoren danken dem österreichischen Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie sowie den österreichischen Bundesländern verschiedenen Deponiebetreibern für die Unterstützung der Forschung im Zusammenhang mit dieser Arbeit.

LITERATUR

AWG (2002) Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002). Fassung vom: 12.11.2018.

Belevi H and Baccini P (1989) Long-Term behavior of municipal solid waste landfills. Waste Management Research 7: 43–56.

DVO (2008) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO 2008). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Fassung vom: 11.06.2022.

Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A and Christensen TH (2002) Present and long-term composition of msw landfill leachate: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 32: 297–336.

Laner D (2011). Understanding and Evaluating Long-term Environmental Risks from Landfills. Vienna: Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna University of Technology.

Laner D, Fellner J and Brunner PH (2011a) Environmental compatibility of closed landfills – assessing future pollution hazards. Waste Management & Research 29: 89–98.

Laner D, Fellner J and Brunner PH (2011b) Future landfill emissions and the effect of final cover installation – A case study. Waste Management 31: 1522–1531.

Tabasaran und Rettenberger (1987) Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen Handbuch Müll und Abfall, Kennzeichen 4547, Lieferung 1/87, Erich Schmidt Verlag Berlin

ÖWAV (2008) Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Marc-Aurel-Straße 5, 1010 Wien

Quantitative Deponiecharakterisierung: Petrophysikalisch gekoppelte Inversion komplementärer geophysikalischer Daten

M. Steiner[1], T. Katona[1], J. Fellner[2] & A. Flores Orozco[1]
[1)] TU Wien, Department of Geodesy and Geoinformation, Research Unit of Geophysics, Wien, Österreich
[2)] TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die global vorherrschende Entsorgung von Siedlungsabfällen in Deponien führt zur Produktion von Deponiegasen, die einerseits einen erheblichen Teil der globalen Treibhausgasemissionen ausmachen und andererseits speziell in besiedelten Gebieten eine potentielle Gefahr für die Bevölkerung darstellen. Ein entscheidender Faktor für die Entstehung von Deponiegasen ist der Wassergehalt innerhalb des Deponiekörpers. In dieser Studie präsentieren wir die quantitative Bestimmung von Wassergehalt sowie Porosität und Luftsättigung in einer Deponie durch die petrophysikalisch gekoppelte Inversion von seismischen und geoelektrischen Daten. Dabei berücksichtigen wir den Einfluss der elektrischen Oberflächenleitfähigkeit auf die beobachteten elektrischen Eigenschaften, um eine verlässliche Quantifizierung des Wassergehaltes zu gewährleisten. Die Ergebnisse zeigen, dass es in Bereichen mit einem hohen Anteil organischer Substanz bei erhöhtem Wassergehalt zur methanogenen Fermentation des Abfalls und damit zur Produktion von Deponiegasen kommt. Die Validierung unserer Ergebnisse mit unabhängigen geophysikalischen Methoden, Informationen aus direkten Untersuchungen und Resultaten früherer Studien zeigen, dass die präsentierte petrophysikalisch gekoppelte Inversion eine plausible quantitative hydrogeologische Charakterisierung von Siedlungsabfalldeponien ermöglicht.

1 EINLEITUNG

Die Entsorgung von Siedlungsabfällen ist global gesehen die vorherrschende Methode der Abfallbeseitigung (vgl. Laner et al. 2012). Die damit einhergehende Produktion von Deponiegasen verursacht ca. 5% der globalen Treibhausgasemissionen (Lou & Nair 2009), und speziell in Siedlungsräumen stellen die Gasmigration in angrenzende Gebäude sowie die Verursachung von Bränden und Explosionen eine Gefahr für die Bevölkerung dar (Kjeldsen & Fischer 1995, Frid et al. 2010). Der Wassergehalt innerhalb des Deponiekörpers ist dabei ein entscheidender Faktor für die methanogene Fermentation des abgelagerten Abfalls und damit die Entstehung von Methan (vgl. Barlaz et al. 1990). Dementsprechend sind Informationen hinsichtlich der Abfallzusammensetzung sowie des Feuchte- bzw. Wassergehaltes entscheidend, um Deponiebereiche mit erhöhtem Potential für die Produktion von Deponiegasen zu identifizieren. Die Kombination von direkten Untersuchungsmetoden, z.B. die Analyse von Bodenproben im Labor, mit den indirekten Methoden der angewandten Geophysik wurde in verschiedenen Studien erfolgreich eingesetzt (z.B. Soupios & Ntarlagiannis 2017, Flores Orozco et al. 2020). Dabei ermöglichen die geophysikalischen Methoden die nicht-invasive Erkundung der Eigenschaften innerhalb des Deponiekörpers mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung und können daher die oftmals begrenzte räumliche Auflösung direkter Untersuchungen ergänzen (vgl. Nguyen et al. 2018). Für quantitative Untergrunderkundungen konnte sich in den vergangenen Jahren die gekoppelte Inversion von komplementären geophysikalischen Daten als geeignete Prozessierungsmethode etablieren (vgl. Linde & Doetsch 2016). In dieser Studie präsentieren wir ein solches Verfahren, mit dem die hydrogeologischen Eigenschaften des Untergrundes direkt quantifiziert werden können, indem seismische und elektrische Daten über ein petrophysikalisches Modell gekoppelt und invertiert werden (siehe Abb. 1). Konkret basiert unser Verfahren auf der Erkundung der Eigenschaften des Untergrundes mittels Refraktionsseismik (RS) und spezifischer elektrischer Widerstandstomographie (electrical resistivity tomography, ERT) bei unterschiedlichen Wechselstromfrequenzen. Insbesondere demonstrieren wir die Anwendung dieser petrophysikalisch gekoppelten Inversion (PGI) für die Quantifizierung des Feuchtegehaltes in der Deponie Heferlbach (Mannswörth, Österreich) und zeigen, dass Bereiche mit erhöhtem Wassergehalt mit Bereichen

erhöhter mikrobieller Aktivität (Flores Orozco et al. 2020) sowie Methanproduktion (Brandstätter et al. 2020) übereinstimmen (vgl. Steiner et al. 2022).

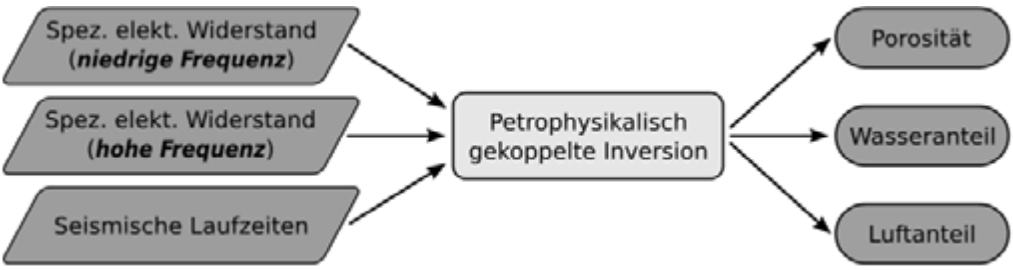


Abb. 1: Schematische Darstellung der petrophysikalisch gekoppelten Inversion

2 METHODIK

2.1 Theoretische Grundlagen der angewandten geophysikalischen Methoden

Die RS ermöglicht durch die Beobachtung der Ausbreitung von elastischen Wellen im Untergrund die entsprechende seismische Geschwindigkeit von Materialien im Untergrund zu bestimmen. Dafür werden an definierten Punkten elastische Wellen erzeugt und die verursachte Bodenbewegung mit Geophonen registriert. In den aufgezeichneten Seismogrammen (Bodenbewegung dargestellt als Funktion der Zeit) kann die Laufzeit der elastischen Wellen (seismische Laufzeit) basierend auf dem Ersteinsatz der seismischen Energie bestimmt werden.
Die ERT basiert auf Messungen mit einer Vier-Elektroden-Anordnung bei der über ein Elektrodenpaar Strom in den Untergrund eingespeist wird und mit dem anderen Elektrodenpaar das resultierende elektrische Potential gemessen wird. Basieren die Messungen auf Wechselstrom mit unterschiedlichen Frequenzen (< 1 kHz), wird die Methode als spektrale induzierte Polarisation (SIP) bezeichnet. Dabei wird die komplexe elektrische Impedanz, bestehend aus der Magnitude und der Phasenverschiebung zwischen eingespeistem Strom und beobachteter Spannung, gemessen. Dementsprechend drücken wir die beobachteten elektrischen Eigenschaften des Untergrundes in Form der komplexen elektrischen Leitfähigkeit σ^*, oder des komplexen spezifischen Widerstandes $1/\rho^* = \sigma^*$, aus:

$$\sigma^*(\omega) = \sigma'(\omega) + i\sigma''(\omega), \tag{1}$$

wobei $i = \sqrt{-1}$ und ω die imaginäre Einheit bzw. die Kreisfrequenz kennzeichnen. Der Realteil σ' entspricht weitestgehend der elektrischen Leitfähigkeit, während der Imaginärteil σ'' die kapazitiven Eigenschaften des Untergrundes, d.h. Polarisationsprozesse, beschreibt. Für hinreichend kleine Phasenverschiebungen (< 100 mrad) gilt $\sigma' = |\sigma|$, wobei $|\sigma|$ durch ERT-Messungen bestimmt wird.
Basierend auf der Annahme, dass die Leitung des Stroms primär durch das Porenfluid (Fluidleitfähigkeit σ_f) sowie innerhalb der sogenannten elektrischen Doppelschicht an der Fluid-Mineral-Grenze (Oberflächenleitfähigkeit σ_s) erfolgt, kann σ^* wie folgt beschrieben werden:

$$\sigma^*(\omega) = \left[\sigma_f + \sigma_s'(\omega)\right] + i\sigma_s''(\omega). \tag{2}$$

Die Oberflächenleitfähigkeit ist insbesondere relevant bei einem hohen Anteil an feinkörnigen Materialien und organischen Stoffen im Untergrund, da diese eine hohe Oberfläche bzw. Ladung aufweisen. Messungen bei verschiedenen Frequenzen liefern Informationen hinsichtlich der Frequenzabhängigkeit der elektrischen Eigenschaften und ermöglichen daher die Untersuchung des Einflusses der Oberflächenleitfähigkeit auf die beobachteten elektrischen Eigenschaften (vgl. Marshall & Madden 1959).

2.2 Quantitative Bestimmung der Eigenschaften im Untergrund

Das der PGI zugrundeliegende petrophysikalische Modell geht davon aus, dass der Untergrund aus drei Bestandteilen aufgebaut ist, d.h. einem 3-Phasen-Modell entspricht. Der Zusammenhang zwischen den volumetrischen Anteilen dieser Bestandteile, nämlich Feststoff (f_r), Fluid (f_w) und Luft (f_a) wird beschrieben durch:

$$f_r + f_w + f_a = 1. \tag{3}$$

Basierend auf Wyllie et al. (1956) beschreiben wir die seismische Geschwindigkeit dieses 3-Phasen-Modells durch ihren Kehrwert, die seismische Langsamkeit s, als:

$$s = \frac{1}{v} = \frac{f_w}{v_w} + \frac{f_a}{v_a} + \frac{f_r}{v_r}. \tag{4}$$

Dem mechanistischen Modell von Revil et al. (2017) folgend berücksichtigen wir die elektrische Leitfähigkeit, d.h. die Magnitude $|\sigma|$ der komplexen elektrischen Impedanz, beobachtet bei einer hohen und einer niedrigen Wechselstromfrequenz (nachfolgend bezeichnet als σ^∞ bzw. σ^0) als:

$$\sigma^\infty = \left(\frac{f_w}{1-f_r}\right)^n (1-f_r)^m \sigma_w + \left(\frac{f_w}{1-f_r}\right)^{n-1} (1-f_r)^{m-1} \rho_g B\, CEC \tag{5}$$

$$\sigma^0 = \left(\frac{f_w}{1-f_r}\right)^n (1-f_r)^m \sigma_w + \left(\frac{f_w}{1-f_r}\right)^{n-1} (1-f_r)^{m-1} \rho_g (B-\Lambda)\, CEC \tag{6}$$

In Gleichungen 5 und 6 beschreibt der erste Term die Fluidleitfähigkeit σ_f, d.h. die Leitung von Strom durch das Porenfluid, wobei σ_w der Leitfähigkeit des Porenfluids entspricht. Der zweite Term beschreibt die Oberflächenleitfähigkeit σ_s in Abhängigkeit von der Korndichte ρ_g, der Kationenaustauschkapazität CEC, sowie dem Effekt der Bewegung der Gegenionen zu Oberflächenleitung und Polarisation (B bzw Λ). Die Parameter m und n entsprechen dem Zementations- bzw dem Sättigungsexponenten und beschreiben daher den Porenraum (Archie 1942).
Ausgehend von den Gleichungen 3 bis 6 können Gleichungen für die Berechnung von f_w, f_a und f_r hergeleitet werden (vgl. Steiner et al. 2022). Diese Gleichungen erlauben sodann das petrophysikalische Modell des PGI-Algorithmus von Wagner et al. (2019) zu erweitern. Dementsprechend ist die hier verwendete PGI-Methode in der Lage den Einfluss der Oberflächenleitfähigkeit im Zuge der Quantifizierung der hydrogeologischen Eigenschaften des Untergrundes basierend auf geophysikalischen Daten mit hoher räumlicher Auflösung direkt zu berücksichtigen. Dadurch ist eine verlässlichere Bestimmung des Feuchtegehaltes in Deponiekörpern zu erwarten als bei der Anwendung anderer Ansätze, wie z.B. das Modell von Grellier et al. (2006).

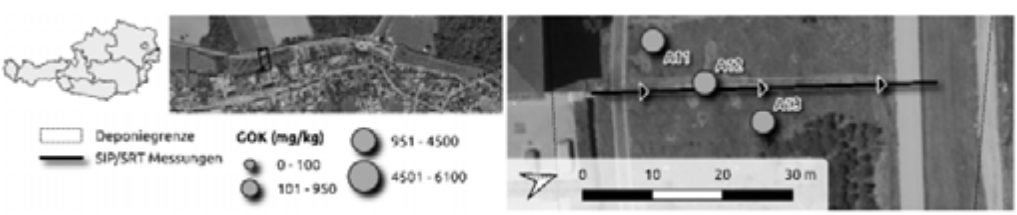


Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet im Bereich der Deponie Heferlbach

3 ERHEBUNG UND PROZESSIERUNG DER GEOPHYSIKALISCHEN DATEN

Die Deponie Heferlbach befindet sich südwestlich von Wien in Mannswörth bei Schwechat (Niederösterreich) und bezeichnet einen Altarm der Donau, der in den Jahren 1965 bis 1973 hauptsächlich mit Siedlungsabfällen verfüllt wurde. Während die Deponie über keine Basisabdichtung verfügt und Sickerwässer nicht gesammelt werden, wurde im Jahr 2012 ein Belüftungssystem installiert, um die Zersetzung der organischen Abfälle zu beschleunigen (Umweltbundesamt 2005, Brandstätter et al. 2013).

Die im Rahmen dieser Studie präsentierten seismischen und elektrischen Daten wurden im Oktober 2020 entlang eines quer zur Hauptachse der Deponie verlaufenden Profils erhoben (siehe Abb. 2). Aufgrund der Lage der Deponie innerhalb eines Siedlungsgebietes und der Nähe zu diversen Infrastruktureinrichtungen (z.B. Autobahn, Stromleitungen) weisen sowohl seismische als auch elektrische Daten ein geringes Signal-Rausch-Verhältnis auf. Dementsprechend mussten bei der Prozessierung der Datensätze eine Vielzahl an Messungen ausgeschieden werden. Für weitere Informationen zu den Messkonfigurationen und zur Vorgehensweise bei der Filterung und Verarbeitung der Daten verweisen wir auf die Ausführungen in Steiner et al. (2022).

4 QUANTITATIVE CHARAKTERISIERUNG DER DEPONIE HEFERLBACH

In Abb. 3 präsentieren wir die Modelle für Porosität (Φ), Luftsättigung (S_a) und Wassergehalt (WC), die mittels petrophysikalisch gekoppelter Inversion der seismischen und elektrischen Daten berechnet wurden. Das Porositätsmodell zeigt vergleichsweise hohe Werte (40 % ≤ Φ < 60 %) innerhalb des Deponiekörpers und Werte unter 40 % im Bereich natürlicher Materialien (Schotter) unterhalb der Deponie. Zudem erkennen wir eine stärkere Variabilität der Porosität innerhalb der Deponie, was auf eine heterogene Zusammensetzung sowie Verdichtung des abgelagerten Siedlungsabfalls hinweist. Während sich die Deponiegeometrie bzw. -basis basierend auf dem Porositätsmodell nicht eindeutig feststellen lässt, zeigt das Modell der Luftsättigung eine gute Übereinstimmung mit der an den Probenahmepunkten A11, A12 und A13 beobachteten Mächtigkeit der Deponie. Konkret löst die PGI eine Luftsättigung von mindestens 50 % innerhalb des Deponiekörpers sowie einen rapiden Abfall der Werte beim Übergang zur Schotterschicht unterhalb der Deponie. Der scharfe Kontrast an der Deponiebasis kann dabei durch die direkten Informationen hinsichtlich der Deponiegeometrie bestätigt werden. Das Modell für den Wassergehalt zeigt ebenfalls einen starken Kontrast zwischen den Werten innerhalb und unterhalb der Deponie. Zudem löst die PGI substantielle Variationen des Wassergehaltes innerhalb des Deponiekörpers. Die höchsten Werte für den Wassergehalt (im Mittel rund 25 %) finden wir in den ersten 30 m entlang des Profils, mit Werten von mehr als 35 % für eine räumlich begrenzte Anomalie zwischen den Probenahmepunkten A11 und A12. Im nördlichen Teil des Profils sinkt der Wassergehalt auf rund 10 % und deutet daher auf ungesättigten Siedlungsabfall hin.

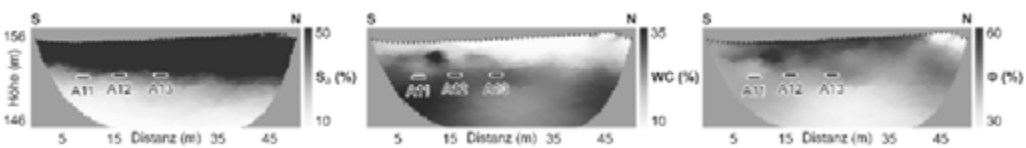


Abb. 3: Ergebnis der petrophysikalisch gekoppelten Inversion

Flores Orozco et al. (2020) konnten zeigen, dass jene Bereiche der Deponie Heferlbach, die eine starke Polarisation aufweisen, auch durch eine erhöhte Methanproduktion und zudem eine höhere Menge an gesamtem organischem Kohlenstoff gekennzeichnet sind (GOK; siehe Abb. 2). Diese Bereiche können daher mit einer erhöhten mikrobiellen Aktivität assoziiert werden, die zu einer methanogenen Fermentation der Siedlungsabfälle führt, wie die von Brandstätter et al. (2020) festgestellte erhöhte Methanproduktion bestätigt. Da der Feuchtegehalt ein treibender Faktor der Methanogenese ist, sollten Bereiche starker Polarisation auch durch einen erhöhten Wassergehalt gekennzeichnet sein. Um dies zu verifizieren können wir die Modelle für die elektrische Leitfähigkeit, die wir aus der PGI erhalten (hier nicht gezeigt), verwenden, um die Stärke des Polarisationseffektes zu bestimmen. Dafür berechnen wir die Differenz der beiden Modelle und erhalten die normalisierte Aufladbarkeit als Maß für die Stärke des Polarisationseffektes durch $M_n = \sigma^{\infty} - \sigma^0$. Das entsprechende Untergrundmodell ist in Abb. 4 dargestellt. Ein Vergleich mit dem Modell für den Wassergehalt zeigt, dass innerhalb des Deponiekörpers ein eindeutiger Zusammenhang zwischen erhöhtem Wassergehalt und einem starken Polarisationseffekt besteht. Um das durch die PGI erhaltene Polarisationsmodell zu verifizieren, invertieren wir die komplexe elektrische Impedanz wie von Flores Orozco et al. (2020) beschrieben und erhalten dadurch jeweils ein Modell des Imaginärteils σ'' der komplexen elektrischen Leitfähigkeit für die mit 0,5 und 25 Hz Wechselstrom gemessenen elektrischen Daten (siehe Abb. 4). Der qualitative

Vergleich der drei in Abb. 4 präsentierten Modelle zeigt, dass die hier präsentierte PGI-Methode in der Lage ist Polarisationsprozesse im Deponiekörper in ähnlicher Weise aufzulösen wie die von Flores Orozco et al. (2020) eingesetzte Inversion der komplexen elektrischen Impedanz.

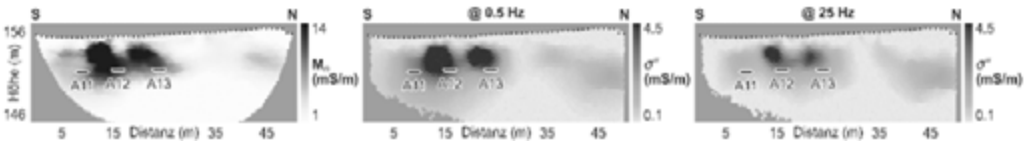


Abb. 4: Kapazitive Eigenschaften innerhalb des Deponiekörpers

Ergänzend zur Validierung unserer Ergebnisse durch eine unabhängige Methode, kann die Plausibilität der PGI-Ergebnisse auch basierend auf dem Wassergehalt überprüft werden. In Abb. 5 stellen wir daher für unterschiedliche Tiefen an den Probenahmepunkten A11, A12 und A13 den PGI-berechneten Wassergehalt dem Wassergehalt gegenüber, der in den aus der Deponie entnommenen Bodenproben gemessen wurde. Die dargestellten Datenpunkte zeigen einen weitgehend linearen Zusammenhang zwischen den beiden Datensätzen und demonstrieren daher, dass die hier verwendete PGI-Methode in der Lage den Wassergehalt im Untergrund hinreichend genau zu bestimmen. Abweichungen von der idealen Korrelation sind auf die Lage der Probenahmepunkte und die heterogene Zusammensetzung des Abfalls speziell in oberflächennahen Bereichen (< 1,5 m Tiefe) zurückzuführen.

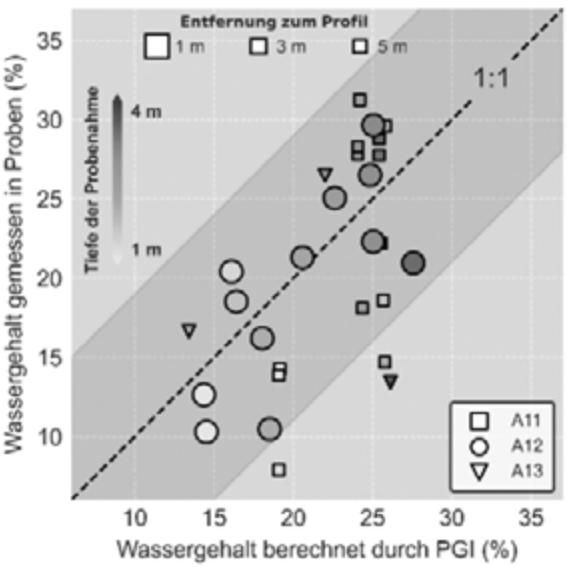


Abb. 5: Gegenüberstellung des aus der petrophysikalisch gekoppelten Inversion erhaltenen Wassergehaltes und des in Bodenproben gemessenen Wassergehaltes für verschiedene Tiefen an den Probenahmepunkten A11, A12 und A13. Der schattierte Bereich entspricht der dreifachen Medianabweichung von der perfekten Korrelation und erlaubt daher die Identifikation von Ausreißern

5 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

In dieser Studie konnten wir die erfolgreiche Anwendung der petrophysikalisch gekoppelten Inversion von seismischen und elektrischen Daten für die quantitative Charakterisierung der Deponie Heferlbach demonstrieren. Insbesondere die Quantifizierung des Wassergehaltes innerhalb des Deponiekörpers ermöglichte die Identifizierung von Bereichen, in denen es aufgrund eines erhöhten Wassergehaltes zur methanogenen Fermentation organischer Stoffe durch mikrobielle Aktivität kommt. Die in dieser Studie präsentierten Resultate konnten durch unabhängige Methoden, Informationen aus direkten Untersuchungen sowie durch vorangegangene Studien verifiziert

werden. Zukünftige Weiterentwicklungen der hier eingesetzten PGI-Methode sollten eine verbesserte Beschreibung der hydrologischen Eigenschaften sowie eine Berücksichtigung von metallischen Stoffen innerhalb des Deponiekörpers umfassen.

LITERATUR

Archie, G. E. (1942) The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. Transactions of the AIME, 146(1), 54-62.

Barlaz, M., Ham, R., Schaefer, D., & Isaacson, R. (1990) Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 557-584.

Barone, I., Boaga, J., Carrera, A., Flores-Orozco, A., & Cassiani, G. (2021) Tackling lateral variability using surface waves: a tomography-like approach. Surveys in Geophysiscs, 317-338.

Brandstätter, C., Laner, D., & Fellner, J. (2013) Site specific in-situ aeration completion criteria: Case study "Heferlbach". 2nd International Conference of Final Sinks. Espoo, Finland.

Brandstätter, C., Prantl, R., & Fellner, J. (2020) Performance assessment of landfill in-situ aeration – a case study. Waste Management, 101, 231-240.

Flores Orozco, A., Gallistl, J., Steiner, M., Brandstätter, C., & Fellner, J. (2020) Mapping biogeochemically active zones in landfills with induced polarization imaging: The Heferlbach landfill. Waste Management, 107, 121-132.

Frid, V., Doudkinski, D., Liskevich, G., Shafran, E., Averbakh, A., Korostishevsky, N., & Prihodko, L. (2010) Geophysical-geochemical investigation of fire-prone landfills. Environmental Earth Sciences, 60, 787-798.

Grellier, S., Robain, H., Bellier, G., & Skhiri, N. (2006) Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste. Journal of Hazardous Materials, 612-617.

Kjeldsen, P., & Fischer, E. V. (1995) Landfill gas migration - Field investigations at Skellingsted landfill. Denmark. Waste Management, 13(5), 467-484.

Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J., & Barlaz, M. (2012) A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. Waste Management, 498-512.

Linde, N., & Doetsch, J. (2016) Joint Inversion in Hydrogeophysics and Near-Surface Geophysics. In M. Moorkamp, P. G. Lelièvre, N. Linde, & A. Khan, Integrated Imaging of the Earth: Theory and Applications.

Lou, X., & Nair, J. (2009) The impact of landfilling and composting on greenhouse gas. Bioresource Technology, 100(16), 3792-3798.

Marshall, D., & Madden, T. (1959) Induced polarization, a study of its causes. Geophysics, 24(4), 790-816.

Nguyen, F., Ghose, R., Isunza Manrique, I., Robert, T., & Dumont, G. (2018) Managing past landfills for future site development: A review of the contribution of geophysical methods. Proceedings of the 4th International Symposium on.

Revil, A., Coperey, A., Shao, Z., Florsch, N., Fabricius, I., Deng, Y., Gunnink, J. (2017) Complex conductivity of soils. Water Resources Research, 53(8), 7121-7147.

Rezapour, S., Samadi, A., Kalavrouziotis, I., & Ghaemian, N. (2018) Impact of the uncontrolled leakage of leachate from a municipal solid waste landfill on soil in a cultivated-calcareous environment. Waste Management, 51-61.

Soupios, P., & Ntarlagiannis, D. (2017) Characterization and monitoring of solid waste disposal sites using geophysical methods: current applications and novel trends. In D. Sengupta, & S. Agrahari, Modelling Trends in Solid and Hazardous Waste Management (pp. 75-103). Singapore: Springer Singapore.

Steiner, M., Katona, T., Fellner, J., & Flores Orozco, A. (2022) Quantitative water content estimation in landfills through joint inversion of seismic refraction and electrical resistivity data considering surface conduction. Waste Management, 21-32.

Wagner, F., Mollaret, C., Günther, T., Kemna, A., & Hauck, C. (2019) Quantitative imaging of water, ice and air in permafrost systems through petrophysical joint inversion of seismic refraction and electrical resistivity data. Geophysical Journal International, 1866-1875.

Wyllie, M. R., Gregory, A. R., & Gardner, L. W. (1956) Elastic wave velocities in hetergeneous and porous media. Geophysics, 41-70.

Ergebnisse einer Machbarkeitsstudie zum Rückbau von Deponien in Brandenburg

U. Stock[1], R. Leonhardt[2] & E. Casals[2]
[1)] LfU Landesamt für Umwelt Brandenburg, Abteilung Technischer Umweltschutz 1, Potsdam, Deutschland
[2)] CDM Smith Consult GmbH, Bereich Umwelt/Energie, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Rahmen eines COCOON-Projektes wurde im Jahr 2020 von der Universität Kassel, Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik eine Studie zur Machbarkeit des Rückbaus von Deponien im Berliner Umland zur Gewinnung von Grund und Boden durchgeführt. In der Fortführung der Machbarkeitsstudie wurden 9 vorausgewählte Standorte im „Speckgürtel" von Berlin detaillierter im Hinblick auf Lage, Ausdehnung, Ablagerungsvolumen, abgelagerte Abfallarten sowie aktuelle Rückbau- und Entsorgungskosten einerseits und Baulandkosten/potenziellen Erlös andererseits untersucht. Im Ergebnis wurden 3 Altablagerungen/Deponien identifiziert, an denen ein Rückbau der abgelagerten Abfälle wirtschaftlich sinnvoll sein kann. Eine Empfehlung zur Detailbetrachtung dieser Standorte wurde ausgesprochen. Im nächsten Schritt sollte die jeweilige Gemeinde feststellen, ob sie das Rückbauprojekt weiter planen lassen möchte.

1 VORBEMERKUNGEN

Das Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU) hat in den Jahren 2017 bis 2019 an einem Interreg-Projekt teilgenommen, das die Errichtung und den Betrieb von Deponien zum Gegenstand hatte (Stock, 2020). In dem obligatorisch aufzustellenden Aktionsplan zur Umsetzung der im Projektverlauf gewonnenen Erkenntnisse hat das LfU die in Belgien gewonnenen Erfahrungen über den Rückbau von Deponien aufgegriffen. So hat die TU Wien im Auftrag der flämischen Abfallbehörde für die Bewertung von Deponierückbauprojekten ein webbasiertes Bewertungsinstrument OnToL (Online Tool for the Economic and Ecologic Evaluation of Landfill Mining) entwickelt. Es soll neben der ökonomischen auch eine ökologische Bewertung des Deponierückbaus ermöglichen. Das LfU stellte sich das Ziel, unter Anwendung dieser Bewertungsgrundlage Rückbauprojekte in Brandenburg zu initiieren.
Das LfU hat 2019 als erste Umsetzungsstufe der Universität Kassel 2020 einen Auftrag zur Erarbeitung einer Studie über die finanzielle Machbarkeit von Deponierückbaumaßnahmen erteilt. In dieser Machbarkeitsstudie wurden auf Grundlage von 4 Modelldeponietypen (Bürgermeisterdeponie, Siedlungsabfalldeponie, Bauschuttdeponie, Industrieabfalldeponie) mit Hilfe von OnToL die im Altlastenkataster (ALKAT) Brandenburgs beschriebenen Deponien im Umkreis von 30 km von Berlin bzgl. der Machbarkeit des Deponierückbaus bewertet. Die möglicherweise geeigneten Standorte wurden überprüft auf Lage (Entfernung) zu Berlin, Entfernung zu einer Siedlungsfläche, Sanierungsstatus sowie Mächtigkeit der Ablagerungen. Für die monetäre Bewertung wurden grobe Klassen des Bodenrichtwertes angesetzt (100 / 200 / 300 EUR/m^2). Es zeigte sich bereits in dieser Studie, dass die Größe der Fläche und das zu entsorgende Abfallvolumen eine zentrale Rolle für die Machbarkeit des Rückbaus spielen wird.
Im Ergebnis wurden sieben Deponien identifiziert, für die die Möglichkeit eines kostenneutralen Rückbaus nach dieser Bewertungsmethodik besteht (Laner, 2020).
In der hier vorgestellten, als zweite Umsetzungsstufe durch das LfU beauftragten Machbarkeitsstudie sollte die „Finanzielle Machbarkeit von Deponierückbauprojekten im Berliner Umland zur Gewinnung von Grund und Boden, gestützt auf Berechnungen mit dem Tool OnToL" der Universität Kassel vom Oktober 2020 für 9 Deponien im „Speckgürtel" von Berlin validiert und fortgeführt werden (siehe Abb. 1).

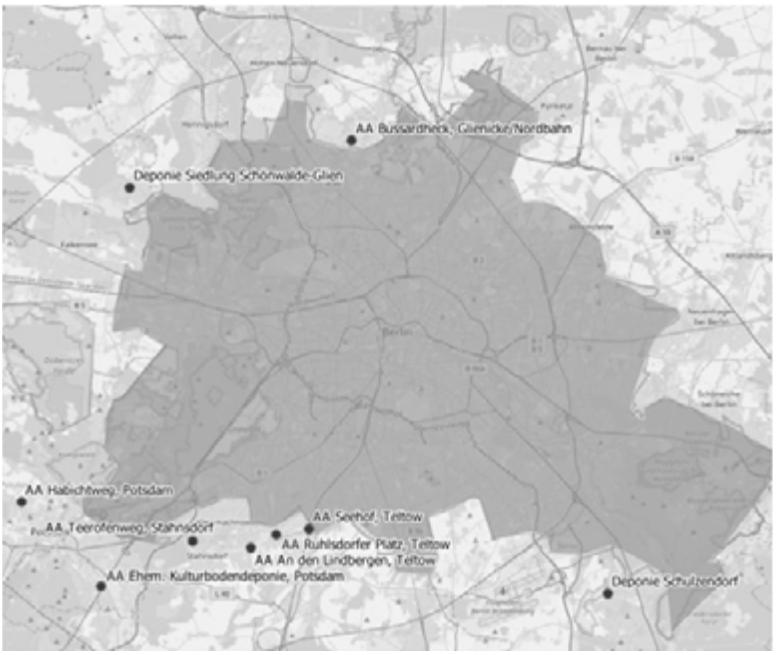


Abb. 1: Betrachtete Altablagerungen (AA) und Deponie

2 VALIDIERUNG UND FORTFÜHRUNG DER MACHBARKEITSSTUDIE

2.1 Vorgehensweise / Durchführung

In der Studie der Universität Kassel waren für 7 der 199 Deponien eine zumindest kostenneutrale Beräumung der Abfälle theoretisch abgeleitet worden. Dieser Ansatz sollte nun weiterverfolgt werden. Bei der Validierung und Fortführung der Machbarkeitsstudie wurden für 9 ausgewählte Deponien die verfügbaren Unterlagen von den Bodenschutz- und Abfallbehörden zusammengetragen und ausgewertet sowie erste Standortbegehungen durchgeführt.
Durch diese detaillierten Auswertungen wurden die eher allgemein gehaltenen Ansätze zur Machbarkeitsstudie der Universität Kassel im Hinblick auf die Volumina und Geometrien der Abfallablagerungen überprüft bzw. präzisiert. Durch die genauen recherchierten Daten zu den Abfallinhaltsstoffen der Abfallablagerungen konnten die generischen Ansätze der bisherigen Machbarkeitsstudie überprüft werden. Während die Studie der Universität Kassel vereinfachend von 4 Typen von Abfallablagerungen mit entsprechenden Abfällen und entsprechend generisch angenommenen Kosten ausging, wurden nunmehr in einer weiteren Detaillierung ortsübliche Entsorgungskosten für die in den 9 Deponien vermuteten Abfallarten ermittelt und angesetzt.

Die untersuchten Standorte liegen sehr nahe an Berlin. 2 Standorte befindet sich am nördlichen bzw. nordwestlichen Stadtrand, 6 Standorte am südlichen bzw. südwestlichen Stadtrand und 1 Standort am südöstlichen Stadtrand. Dies liegt daran, dass die Bodenpreise in der Nähe Berlins höher sind und daher diese Standorte bei der Bilanzierung der Kosten und der Erlöse die besten Ergebnisse bei der Machbarkeitsstudie der Universität Kassel zeigten.

Bei der Überprüfung der Daten wurde wie folgt vorgegangen: Zunächst wurden die Deponiestandorte anhand der angegebenen Koordinaten im ALKAT sowie Überprüfung anhand der Flur- und Flurstücksnummern im Brandenburgviewer lokalisiert. Dann erfolgte eine Überprüfung der im ALKAT angegebenen Flächen und Volumina anhand der vorliegenden Gutachten und Online-Karten (Google Earth, DGM Brandenburgviewer). Anschließend wurden die abgelagerten Massen durch Umrechnung von Volumina in Massen und Dichten mit Hilfe von veröffentlichten Um-

rechnungsfaktoren ermittelt. Aus den theoretisch erzielbaren Bodenpreisen wurden die finanziellen Ressourcen (EUR/m³ und EUR/Mg), die maximal zur Verfügung stehen, berechnet. Zur Ermittlung der voraussichtlichen Entsorgungskosten wurden aktuelle Preise (2022) für ausgewählte Abfälle der Abfallschlüssel (170106*, 170107, 170301*, 170302, 170409*, 170503*, 170504, 170601*,170603*, 170604, 170605* und 170903*) bei dem brandenburgischen Abfallentsorgungsbetrieb MEAB beschafft und Mittelwerte der Preise für DK 1 und DK 2 und für nicht gefährlichen und für gefährlichen Abfall gebildet. Abschließend wurde eine Begehung zur Überprüfung der Zugänglichkeit und zur Bewertung offen sichtbarer, ggf. gefährlicher Abfällen durchgeführt. Anhand des Standortes Deponie Schönwalde-Glien wurde untersucht, welcher Einfluss die Transportwege auf die Umlagerungskosten haben können.
Für die Bewertung der Wirtschaftlichkeit des Rückbaus einer Deponie empfiehlt sich also ein schrittweises Vorgehen, um diesen Parametern möglichst belastbare und aktuelle Werte zuzuordnen und um Fehleinschätzungen zu vermeiden. Fehlende Angaben müssen dann ggf. erhoben werden, um die Fragstellung zufriedenstellend beantworten zu können.

2.2 Ergebnisse

Als zentrale Einflussgrößen für die Abwägung der Wirtschaftlichkeit des Rückbaus einer Abfallablagerung haben sich die folgenden Faktoren herausgestellt:

- der Bodenpreis,
- das Deponieinventar (Abfallzusammensetzung),
- das Volumen/Flächen-Verhältnis und
- der Preis für die weitere Entsorgung der abzutragenden Abfälle

Der ausschlaggebende Bewertungsfaktor für oder gegen den Rückbau der zu betrachtenden Deponien war der positive oder negative Erlös bzw. die berechneten Kosten (negativer Nettobarwert) aufgrund oben genannter Faktoren.

Die Machbarkeitsstudie kam zu folgendem Ergebnis:

- Eine Deponie war nicht mehr vorhanden und musste daher nicht weiter betrachtet werden. Im Altlastenkataster war die Deponie Bussardheck (Glienicke/Nordbahn) zwar als „saniert“ eingetragen, aber in Deutschland kann dies auch eine Sicherung der Deponie bedeuten. Erst die Inaugenscheinnahme konnte Gewissheit verschaffen, da keine Sanierungsdokumentation vorhanden war. Eine weitere betrachtete Deponie ist bereits überbaut (Ruhlsdorfer Platz, Teltow) worden. Die Altablagerung Teerofenweg (Stahnsdorf) weist als ehem. Truppenübungsplatz eine hohe Kampfmittelbelastung auf. Die Fläche ist bewaldet und im Umfeld befinden sich geschützte Biotope nach §32 BbgNatSchG (BbgNatSchG, 2004). Dies führt bei einem eventuellen Rückbau zu hohen Kosten, so dass kein Erlös erzielt werden könnte.
- Bei fünf Deponien ist ein Rückbau absehbar nicht wirtschaftlich. Eine weiterführende Erkundung der Abfallfraktionen ist daher nicht zielführend. Das Volumen/Flächen-Verhältnis war meistens zu groß und/oder die gegenwärtigen Bodenrichtwerte waren zu gering.
- Bei drei Deponien (Deponie Siedlung Schönwalde, Deponie „Wetzlarer Str., Kulturbodendeponie“ und Deponie „Seehof“) ist ein Rückbau nach Validierung der ersten Einschätzung möglicherweise sinnvoll. Eine Erkundung der Abfallfaktionen, der tatsächlichen Mächtigkeit und/oder Ausdehnung ist notwendig, um über eine Wirtschaftlichkeit des Rückbaus abschließend entscheiden zu können.

Zu den drei verbliebenden Standorten kann folgendes zusammengefasst werden:

Deponie Siedlung Schönwalde: Die Deponie Siedlung Schönwalde (auch Schönwalde-Glien) wurde gemäß Machbarkeitsstudie der Universität Kassel als Bürgermeisterdeponie eingeordnet. Nach den vorliegenden Unterlagen wurde die Deponie aber als Siedlungsabfalldeponie einzuschätzen. Die Begehung zeigte wiederum ein anderes Bild. Anhand der angetroffenen Abfälle wurde sie vorläufig, bevor weitere Erkundungen das Ergebnis widerlegen, als Bauschuttdeponie klassifiziert. Die Abfallzusammensetzung für die Deponie Siedlung Schönwalde wurde bereits 2009 anhand von einigen Bohrungen und Literaturwerten abgeschätzt. Es wurde allerdings bei

der Aktualisierung der OnToL-Eintragungen die Anteile der vor Ort abgeschätzten Abfallfraktionen verwendet, um die aktuelle Einschätzung abzubilden. Außer den Haufwerken mit Abfällen des eigentlichen Deponiekörpers darstellen sind auf umgebenden Flächen Wälle aus Sedimenten des Aushubs des Havelkanals vorhanden. Dies beeinflusst die theoretisch bebaubare Fläche nach Deponierückbau. Die theoretisch bebaubare Fläche des Deponiekörpers wäre relativ zum Abfallvolumen zu klein, so dass ein Rückbau voraussichtlich nicht wirtschaftlich wäre. Falls das Sediment unbelastet ist und sich für eine Verwertung andernorts eignen würde, könnte dies eine größere bebaubare Fläche ergeben. In einem nächsten Schritt wäre daher eine weitere Erkundung der Abfallzusammensetzung der Haufwerke und der abgelagerten Sedimente durchzuführen, um die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus abschließend bewerten zu können.

Tab. 1: Kenndaten und Ergebnisse Deponie Siedlung Schönwalde (Schönwalde-Glien)

Betriebszeitraum	1986 bis 1991 (5 Jahre)
Fläche	10.500 m^2
Volumen	31.500 m^3
Mittlere Mächtigkeit	3 m
Volumen/Flächen-Verhältnis	ca. 3,5
Art der Ablagerung	laut Unterlagen Siedlungsabfall, nach Erkenntnissen vor Ort Bauschutt
Besonderheiten	angrenzende Ablagerungen sind Sedimentaushub aus dem Bau des Havelkanals; tatsächlich für Bebauung geeignete Fläche ist deutlich kleiner (nach örtlicher Inaugenscheinnahme)
Bodenrichtwert	270 EUR/m^{2*}
Ergebnis der aktualisierten OnTOL-Berechnung	**Kosten 600.000 EUR***
Abgeschätzte Beräumungskosten	3.950.000 EUR (deutliche Kostensteigerung gegenüber der Kostenschätzung von 2009, in der mit 1.700.000 EUR gerechnet wurde)
Optimierungspotenzial	Einbeziehen benachbarter Flächen mit weniger teuren Abfallablagerungen

*Stand: Ende 2021

Altablagerung Wetzlarer Str., Kulturbodendeponie: Bei der Kulturbodendeponie wurde ein positiver Nettobarwert ermittelt, da die mittlere Mächtigkeit mit nur 1,9 m angegeben wird. Dieser Wert ist wahrscheinlich beim Abteufen von Grundwassermessstellen am Rande der Deponie ermittelt worden. Falls die mittlere Mächtigkeit jedoch 3 m betragen würde, würden die Kosten für den Deponierückbau im Grenzbereich der Wirtschaftlichkeit liegen. Um die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus abschließend beurteilen zu können, wurde empfohlen, die Mächtigkeit und die Zusammensetzung der Abfallfraktionen zu erkunden. Des Weiteren wurden in früheren Untersuchungen Torfe unterhalb der Aufschüttung angetroffen. Dies hat eine Relevanz bezüglich der Eignung als Baugrund. Daher wurde auch empfohlen, im Zuge der Erkundungen den Baugrund im Hinblick auf die generelle Bebaubarkeit zu untersuchen.

Tab. 2: Kenndaten und Ergebnisse Altablagerung Wetzlarer Str., Kulturbodendeponie (Potsdam)

Betriebszeitraum	1973 bis 1993 (20 Jahre)
Fläche	Nicht bekannt
Volumen	Nicht bekannt
Mittlere Mächtigkeit	ca. 1,9 m (randlich)
Volumen/Flächen-Verhältnis	Nicht bekannt
Art der Ablagerung	Bauschutt
Besonderheiten	Große Unsicherheit wegen unbekannter Mächtigkeit
Bodenrichtwert	450 EUR/m^{2*}
Ergebnis der aktualisierten OnTOL-Berechnung	**Erlös 3.500.000 EUR***
Abgeschätzte Beräumungskosten	6.550.000 €
Optimierungspotenzial	Abfallzusammensetzung, Mächtigkeit erkunden; Baugrund beurteilen (Eignung)

*Stand: Ende 2021

Altablagerung Deponie Seehof: Die Deponie liegt zwischen zwei Bahndämmen in einer Grube, die Ende der 1930er/Anfang der 1940er Jahre ausgehoben wurde, um die Bahndämme zwischen den Bahnhöfen Teltow und Lichterfelde-Süd aufzuschütten. Bei der Betrachtung der Machbarkeit des Rückbaus der Deponie Seehof wurde aufgrund des niedrigen Volums/Flächen-Verhältnisses je nach betrachteter Variante ein positiver bis teils grenzwertiger Nettobarwert ermittelt. In den Altunterlagen ist die Deponie auf einer größeren Fläche als im ALKAT angegeben. Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit sind daher neben der Abfallzusammensetzung auch die tatsächliche Ausdehnung und die Mächtigkeit der Ablagerungen von Relevanz. Da in der Vergangenheit laut den ausgewerteten Unterlagen Industrie- und Gewerbeabfälle abgelagert wurden, ist die Erkundung der Abfallzusammensetzung von besonderer Relevanz.

Tab. 3: Kenndaten und Ergebnisse Altablagerung Deponie Seehof (Teltow)

Betriebszeitraum	Ca. 1945 bis 1975 (30 Jahre)
Fläche	7.500 m^2
Volumen	20.000 m^3
Mittlere Mächtigkeit	ca. 2,5 m
Volumen/Flächen-Verhältnis	2,1
Art der Ablagerung	„Bauschuttdeponie“ (Boden, Bauschutt, Siedlungsabfälle, Asche, Schlacke, Industrie- und Gewerbeabfälle)
Besonderheiten	Fläche vermutlich größer als in den Unterlagen dokumentiert
Bodenrichtwert	330 EUR/m^{2*}
Ergebnis der aktualisierten OnTOL-Berechnung	**Für Fläche von 9.600 m^2: Erlös 100.000 EUR*** **Für Fläche von 7.500 m^2: Kosten von 600.000 EUR***
Abgeschätzte Beräumungskosten	2.970.000 €
Optimierungspotenzial	Abfallzusammensetzung, Mächtigkeit und Ausdehnung genau erkunden

*Stand: Ende 2021

3 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG

Die Machbarkeitsstudie der Uni Kassel hat mit ihrer entwickelten Bewertungsmethodik anhand der vorhandenen Daten aus dem Altlastenkataster 7 Deponien identifiziert, die aufgrund ihrer Lage und dem Volumen/Flächen-Verhältnis ein hohes Rückbaupotenzial aufweisen. Insbesondere bei einer großen Anzahl von zu untersuchenden Deponien ist eine gezielte Vorauswahl notwendig, um die höffigsten Standorte eingrenzen zu können.
Die Fortführung und Validierung der Machbarkeitsstudie zeigte, dass allerdings im nächsten Schritt eine Unterlagensichtung und -bewertung sowie eine weitere Bewertung der Örtlichkeit notwendig ist, um die Machbarkeit beurteilen zu können. Das Kostenrisiko kann allerdings nur durch weitere Erkundungen reduziert werden. Der wichtigste Faktor für die Bewertung der Wirtschaftlichkeit eines Rückbaus ist das Volumen/Flächen-Verhältnis (<2). Am wirtschaftlichsten wäre, wenn auf einer großen Fläche mit einem hohen Bodenpreis vergleichsweise wenig Abfall zu beseitigen wäre.

OnToL soll neben der ökonomischen Bewertung auch eine ökologische Bewertung des Deponierückbaus ermöglichen.
Die ökologische Bewertung setzt allerdings voraus, dass bestimmte Kosten (z.B. Transportwege) differenziert aufgeteilt werden können. Bei der Ausschreibung von Rückbauprojekten (die Autoren haben hinlängliche Erfahrungen beim Rückbau illegaler Abfalllager) hingegen werden die Preise nicht in der Detailschärfe abgefragt, um eine ökologische Bewertung durchführen zu können. Die Preise bei der Ausschreibung eines Rückbauprojekts werden nach Abfallschlüsselnummern abgefragt. Das Aufnehmen und die Entsorgung der Haufwerke, d.h. z.B. die Transport- und Lohnkosten, sind dann im Einheitspreis für die Abfallfraktion bereits inkludiert. Die Preise bei Deponierung und Verwertung von Abfällen sind sehr stark abhängig von den Abfallschlüsseln sowie den Abfallklassen (DK 1, DK 2) und der Gefährlichkeit (gefährlich, nicht gefährlich). Bei OnToL gibt es hingegen diese Differenzierung nicht. Es wird dort zwischen Kosten für die Deponierung, für die thermische Verwertung und die Entsorgung von gefährlichen Abfällen unterschieden.

Diese Kosten können allerdings abhängig von den Analyseergebnissen sehr stark variieren. Daher wurden bei der Bewertung die gemittelten Kosten sowie minimale Kosten herangezogen. Abschließend wurden die validierten Ergebnisse mit den Ergebnissen für die bereits übergebenen OnToL-Kostensätze für die Modelldeponietypen verglichen.
Da im Stadium einer Machbarkeitsüberprüfung des Deponierückbaus bezüglich der Abfallzusammensetzung noch starke Kenntnisdefizite vorliegen, ist OnToL ein geeignetes Mittel, um überhaupt eine erste Vorstellung davon zu bekommen, ob ein Rückbau einer Deponie oder Altablagerung prinzipiell wirtschaftlich sein könnte.
Sobald für eine Altablagerung/Deponie die Abfallzusammensetzung näher erkundet und die Massen abgeschätzt wurden, sollte allerdings eine Kostenschätzung anhand eines verpreisten Leistungsverzeichnisses erfolgen, um die aktuelle Wirtschaftlichkeit beurteilen zu können.
In der weiteren Projektumsetzung ist folgendes anzustreben:
Umsetzung des Verwertungsgedankens durch Anpassung der Ausschreibungsunterlagen und Gestaltung des Rückbauprozesses, andererseits Anpassung von OnTOL an die reale Entsorgungspraxis, so dass sich Projektdurchführung und Bewertungstool gegenseitig befruchten.

Ausblick: Nach der Präsentation der Studie vor den beteiligten Kommunen haben 2 Kommunen erklärt, das Rückbauprojektfortführen und die damit verbundenen Kosten tragen zu wollen. LfU und CDM werden sich mit den Kommunen treffen, um das Untersuchungskonzept zur genauen Erkundung des Deponieinhalts mit den Kommunen zu erörtern.

Hinweis: Die Autoren verwenden der besseren Lesbarkeit halber durchgehend den Begriff „Deponie“ für die untersuchten Abfallablagerungen, obwohl es sich im rechtlichen Sinne sowohl um Deponien im Geltungsbereich des Kreislaufwirtschaftsgesetzes als auch um Altablagerungen im Geltungsbereich des Bundesbodenschutzgesetzes handelt.

LITERATUR

BbgNatschG (2004): Gesetz über den Naturschutz und die Landschaftspflege im Land Brandenburg (Brandenburgisches Naturschutzgesetz - BbgNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. Mai 2004 (GVBl.I/04, [Nr. 16], S.350)

Laner, D. (2020): Ökonomische und ökologische Bewertung des Deponierückbaus:Fallbeispiele aus Brandenburg, Recy & Depotech, 18. – 20.11.2020, Leoben, Tagungsband

Stock, U. (2020): Das Interreg-Projekt COCOON – Erfahrungsaustausch auf dem Gebiet des Deponiemanagements, Recy & Depotech, 18. - 20.11.2020, Leoben, Tagungsband

Bewertung von Sekundärrohstoffen auf Bergbauhalden am Beispiel Bleiberg, Kärnten

S. Dollinger[1], L. Marousek[2], S. Elmer[3], H. Nussbacher[4] & F. Melcher[5]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Geologie und Lagerstättenlehre, Leoben, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Geologie und Lagerstättenlehre, Leoben, Österreich;
JETZT: Smart Minerals GmbH/TU Wien, Wien, Österreich
[4)] GKB-Bergbau GmbH, Bärnbach, Österreich
[5)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Geologie und Lagerstättenlehre, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Aufgrund der Rohstoffknappheit nimmt die Tendenz zur Rohstoffwiedergewinnung aus bereits verarbeitetem Material immer mehr zu. Deshalb sollten die Halden der stillgelegten Blei-Zink-Erzlagerstätte Bleiberg auf ihre Wertelementgehalte (Blei, Zink, Molybdän und Cadmium) untersucht werden. Es erfolgten diverse Probenahmen an den Halden Matthäus, Altstefanie und Glück. Untersuchungen aufbereitungstechnischer Versuche mit Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) und Rasterelektronenmikroskopie (REM) bestätigen wirtschaftliche Gehalte der gesuchten Elemente, die zumeist in Sekundärmineralen – Wulfenit (Mo), Cerussit (Pb) und Smithsonit (Zn) – enthalten sind. Ein Anteil der Schwermetalle ist an schwer lösliche, feinkörnige Eisenoxyhydroxide gebunden. An den im Jahr 2021 entnommenen Proben wurden mittels RFA 0,06 % Mo, 0,13 % Zn und 0,67 % Pb als Median der Gesamtgesteinsanalysen aller Probenahmepunkte bestimmt. An den im Jahr 2019 entnommen Proben wurde eine Schwimm-Sink-Analyse durchgeführt, wo im Schwergut der Matthäus-Halde 4 % Mo, 16 % Zn und 33 % Pb enthalten sind. Durch die Kombination der chemischen und mineralogischen Untersuchungen kann eine Neubewertung des Haldenmaterials als zukünftige Rohstoffquelle ermöglicht werden.

1 EINLEITUNG

Der Erzabbau aus der karbonatgebundenen Pb-Zn-Lagerstätte Bleiberg (Kärnten) lässt sich bis ins Jahr 1333 zurückverfolgen. In fast 700 Jahren Bergbaugeschichte wurden ungefähr je 1,1 Mio. t Blei und Zink, sowie 500 t Molybdän, 1000 t Cadmium und 200 t Germanium gewonnen (Schroll, 2008). Seit 1993 ist der Abbau stillgelegt (Zeloth, 2004) und mit Übergabe des Altbergbaus im Jahr 2004 von der Bleiberger Bergwerks Union (BBU AG i.L.) an die GKB-Bergbau GmbH wird das Ziel verfolgt, die Bergbauhalden auf ihre Aufbereitbarkeit zu untersuchen. Dies soll im Zuge des COMMBY-Projektes (Competence Network for the Assessment of Metal-Bearing By-Products) der Montanuniversität Leoben durch verschiedene aufbereitungstechnische Versuche sowie chemische und mineralogische Untersuchungen bewertet werden.

2 METHODIK

Eine erste Begehung mit Probenahme für mineralogische Untersuchungen erfolgte im Jahr 2018. 2019 startete eine großangelegte Probenahmekampagne mittels Schreitbagger und Seilwinde an den sehr steilen Halden Altstefanie, Glück und Matthäus. An der letzteren wurden zusätzlich im Jahr 2021 Proben mittels Spaten im Raster von ~15x15 m entnommen und diese noch vor Ort mit portabler RFA gemessen. Insgesamt 20 entnommene Proben wurden im Labor mit dem Hammer gebrochen und mit der Scheibenschwingmühle gemahlen. Für die Herstellung von Schmelzpillen wurden die Pulverproben für zwei Stunden bei 1050°C geglüht und der Glühverlust ermittelt.

Für die Messungen verwendet wurden vom Lehrstuhl für Geologie und Lagerstättenlehre der Montanuniversität Leoben:

- das Rasterelektronenmikroskop (REM) Zeiss EVO MA10 mit dem Bruker Nano XFlash Detector 430-M und der Partikelanalysesoftware SmartPI^{TM} für automatische Analysen einzelner Partikel anhand der Erfassung unterschiedlicher Back-Scatter-Electron (BSE) Graustufen inklusive Mineralzuweisung und Bestimmung der Morphologie (Größe und Form),
- das Röntgenfluoreszenz-Spektrometer (RFA) Axios mAX-Advanced von Malvern Panalytical mit Rh-Röhre und WROXI-Standards für die Messung von Schmelzperlen im Verhältnis 1:8 (Probe:Flussmittel) hergestellt bei 1050°C und
- das LECO CS230 für C- und S-Bestimmung durch Verbrennung der Pulver und Messung der entstehenden Gase auf Kohlenstoff und Schwefel,

sowie vom Lehrstuhl für Allgemeine und Analytische Chemie der Montanuniversität Leoben:

- der portable Thermo Scientific NITON XL3t XRF (X-Ray fluoresence)-Analyzer (pRFA) mit Ag-Röhre für Messungen im Feld und Labor, und
- das Agilent 7500 ICP-MS nach Herstellung einer Probelösung mit HNO_3 und $H_2O_{destilliert}$.

Die Mikrosondenanalysen erfolgten am Elektronenstrahl-Mikrosondenlabor des Universitätszentrums Angewandte Geowissenschaften (UZAG) Steiermark an der Montanuniveristät Leoben mit dem JEOL JXA-8200.

3 ERGEBNISSE

3.1 RFA und pRFA

Die pRFA wurde bei der Probenahme 2021 an der Matthäus-Halde sowohl im Feld direkt an Gesteinsproben als auch im Labor an ungeglühten und geglühten Pulverproben eingesetzt. An den im Feld gemessenen Karbonatbruchstücken hat sich eine sehr feinkörnige Kruste von ca. 1-2mm Dicke angelagert, die mit Wasser leicht abgewaschen werden konnte. Beim ungewaschenen Gestein schwanken die Gehalte von Molybdän zwischen 111 ppm und 2810 ppm, von Blei zwischen 2547 ppm und 3,3 % und bei Zink gibt es einen Höchstwert von 2,6 %. Hingegen liegen die Mo-Gehalte beim gewaschenen Gestein immer unter 30 ppm, jene von Blei zwischen 358 ppm und 6246 ppm. Die Zn-Gehalte der gewaschenen Proben zeigen eine große Schwankungsbreite zwischen 137 ppm und 3 %. Grundsätzlich sinkt der Gehalt an Mo, Pb und Zn durch das Abwaschen der tonigen Schicht. Von den insgesamt 20 Proben konnten Durchschnittswerte von 0,06 % Mo, 0,13 % Zn und 0,67 % Pb im Gesamtgestein ermittelt werden.
Vergleichsmessungen von RFA an Schmelzpillen und pRFA an Gesteins- und (geglühten und ungeglühten) Pulverproben zeigen a) schlechte Korrelationen zwischen Feld- und Labormessungen und b) einen Bleiverlust durch die starke Temperaturbeaufschlagung beim Glühen und Schmelzen. Die Konzentrationen an Molybdän und Zink werden durch diesen Prozess nicht verändert.
Aus Trendliniendiagrammen ist eine Korrelation der Werte der ungeglühten Pulver (pRFA) mit jenen der Schmelzpillen (RFA) erkennbar. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) nähert sich für Mo, Zn und Pb dem Wert 1. Deutlich dargestellt ist auch eine um den Faktor 4 erhöhte Steigung der Pb-Konzentration in der ungeglühten Probe (Abb. 1).
Bei den Schreitbaggerproben von 2019 wurden Schweretrennungen durch Schwimm-Sink-Analysen durchgeführt. Die Einteilung in Leichtgut (<2,67 g/cm^3), Mittelgut und Schwergut (>3,0 g/cm^3) erfolgte für verschiedene Korngrößenfraktionen. Die Gehalte der Matthäus-Halde im Schwergut für die Korngrößen 1-0.1 mm betragen im Mittel fast 4 % Mo, ~16 % Zn und ~8 % Pb. Vor allem der Gehalt an Molybdän ist auf den Halden Altstefanie und Glück viel geringer. Zusätzlich konnten mittels Röntgendiffraktometrie für die Kornfraktion 100/40 µm der Matthäus-Halde fast 70% Cerussit ($PbCO_3$), ~8% Galenit (PbS) und ~9% Wulfenit ($PbMoO_4$) als Wertminerale bestimmt werden.

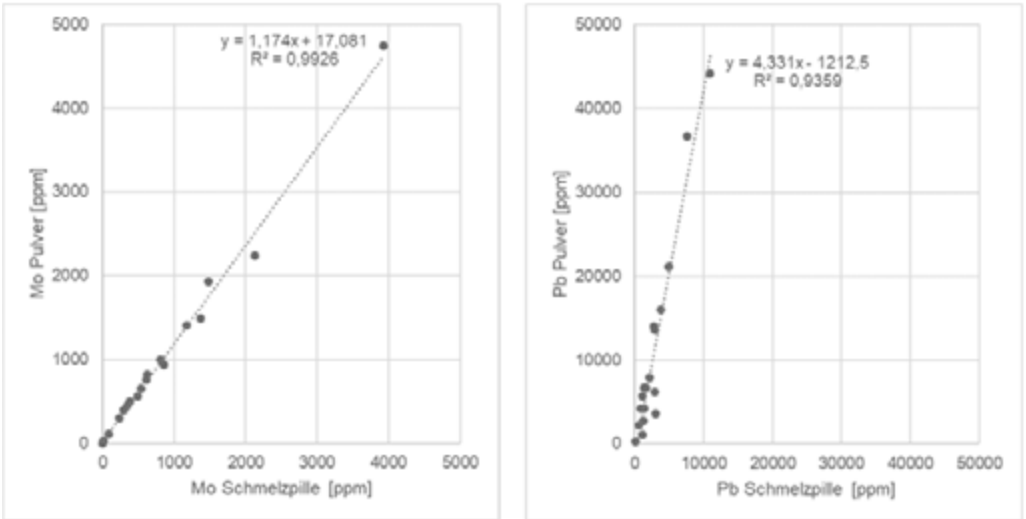


Abb. 1: Trendliniendiagramme von Molybdän (links) und Blei (rechts) anhand der Messwerte von ungeglühtem Pulver (gemessen mit pRFA) und Schmelzpille (RFA)

3.2 ICP-MS

Um die mittels RFA bestimmten Wertelementgehalte zu überprüfen bzw. die genauen Pb-Konzentrationen zu ermitteln, wurden ICP-MS-Messungen für die durch Schwimm-Sink-Analyse aufbereiteten Proben durchgeführt. Es wird verdeutlicht, dass die Bleigehalte im Schwergut immer >20 % liegen. Ein Höchstwert mit 45 % Bleianteil ist in der Probe 100/40 µm der Matthäus-Halde gemessen worden. Als Mittelwert dieser Halde kann ein Bleigehalt von 33 % im Schwergut angegeben werden.

3.3 LECO

Aus dem Kohlenstoffanteil lässt sich die Menge CO_2 über den Element-Oxid-Faktor (3,664 – ermittelt über die molaren Massen von C = 12,011 g/mol und CO_2 = 44,01 g/mol) bestimmen und in weiterer Folge der $CaCO_3$-Gehalt über eine stöchiometrische Berechnung nach Gleichung (1).

$$CaCO_3\ (s) \rightarrow CaO\ (s) + CO_2\ (g) \quad (1)$$

Der für die Schmelzpillen ermittelte Glühverlust und das berechnete CO_2 liegen bei den 20 Proben der Matthäus-Halde im gleichen Bereich und zwischen 36 und 48 %.
Nur eine Probe zeigt einen deutlichen Schwefel-Peak bei der LECO-Analyse mit 0,95 %. Diese zeigt auch bei den RFA-Messungen an Schmelzpillen einen SO_3-Wert von 1,12 % nach Korrektur des Glühverlusts.

3.4 REM mit SmartPI™

Zwölf Anschliffe der Halden Matthäus, Glück und Altstefanie aus der Haldenbeprobung von 2018 wurden nach Korngrößenklassifizierung durch Siebanalyse mit dem Programm SmartPI™ untersucht. Den Großteil der gemessenen Partikel machen Kalzit und Dolomit aus. In den gröberen Fraktionen sind die Wertmineralphasen im karbonatischen Material eingeschlossen oder mit Gangartmineralen (Quarz, Baryt und Fluorit) verwachsen. Zum Teil sind die Wertmineralphasen auch an schwer lösliche, feinkörnige Eisenhydroxide gebunden. Das sind v.a. Pb-, Mo- und Zn-führende Limonite (FeOOH). In der kleinsten Kornfraktion (<0.1 mm) liegen die Wertminerale frei vor. Die Matthäus-Halde zeigt nach SmartPI™-Analyse die höchsten Anteile an Molybdän und Blei mit 1,3 % Wulfenit ($PbMoO_4$) und 7,2 % Cerussit ($PbCO_3$) in der Feinfraktion, die Glück-Halde weist die höchsten Zink-Gehalte mit 9-15 % Smithsonit ($ZnCO_3$) und durchschnittlich ~6 %

Zn-führendem Kalzit in allen Fraktionen auf. Die Anschliffe enthalten kaum primäre Sulfide wie Galenit (PbS) oder Sphalerit (ZnS).
Ungenauigkeiten bei REM-Analysen treten vor allem in Bezug auf die Elemente Pb, Mo und S sowie Zn und Na auf. Da sich die Linien dieser Elemente (Mo-Lα, Pb-Mα und S-Kα sowie Zn-Lα und Na-Kα) überlagern, können sie nur schwer bei einer kurzen Messzeit unterschieden werden. Deshalb können Fehlklassifikationen vorkommen.

3.5 Wellenlängendispersive Elektronenstrahlmikrosonde

Bei der Beprobung im Jahr 2021 wurde ein Handstück der Matthäus-Halde entnommenen, welches cm-große Galenit-Kristalle zeigt. Zur genaueren Unterscheidung der Pb-, Mo-, und S-Konzentrationen wurden wellenlängendispersive Mikrosondenuntersuchungen durchgeführt. Dadurch kann eine Zonierung von Galenit zu Cerussit – mit Einschlüssen von Descloizit ($PbZn(VO_4)(OH)$) – und Wulfenit festgestellt werden. Durch diese Untersuchungen kann eine Alteration von Bleiglanz zum Molybdän-führenden Wulfenit belegt werden (Abb. 2, links).
Pb- und Zn-führender Limonit bildet sich am Rand zum karbonatischen Ausgangsgestein. Bei hoher Vergrößerung wird eine eckige Ausbildung des feinkörnigen Materials deutlich – vermutlich durch Oxidation des kubisch ausgebildeten Pyrits (Abb. 2, rechts).

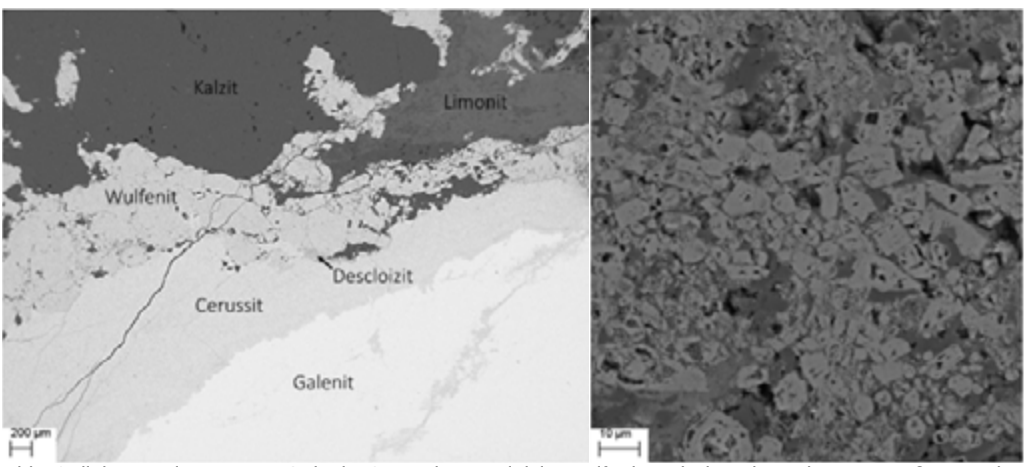


Abb. 2: links: Zonierung von Galenit, Cerussit, Descloizit, Wulfenit und Limonit, rechts: Vergrößerung des feinkörnigen Pb-Zn-Limonits

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Verwendung unterschiedlicher Messmethoden ermöglicht eine detaillierte chemische und mineralogische Charakterisierung des Haldenmaterials. Durch die Kombination können Ungewissheiten in den angewandten Methoden ausgeschlossen bzw. korrigiert werden. So ist eine Neubewertung des Haldenmaterials als zukünftige Rohstoffquelle mit bauwürdigen Wertmineralgehalten möglich. Diese Wertminerale sind zum Großteil an sekundäre Minerale gebunden.

LITERATUR

Schroll, E. (2008). Blei-Zink-Lagerstätte Bleiberg: Die Geschichte ihrer Erforschung. *Carinthia II, Naturwissenschaftliche Beiträge zur Heimatkunde Kärntens, Sonderheft. Naturwiss. Verein für Kärnten, Klagenfurt, 62*.

Zeloth, T. (2004). *Zwischen Staat und Markt: Geschichte der Bleiberger Bergwerks Union und ihrer Vorläuferbetriebe* (Bd. 29). Klagenfurt: Verl. des Kärntner Landesarchivs.

Genese von KVA-Flugaschen: Neue Einblicke mittels thermodynamischer Modellierung

M. Wolffers[1], D.A. Kulik[2], G.D. Miron[2], U. Eggenberger[1] & S.V. Churakov[1,2]
[1)] Universität Bern, Institut für Geologie, Bern, Schweiz
[2)] Paul Scherrer Institut, Labor für Endlagersicherheit (LES), Villigen, Schweiz

KURZFASSUNG: Um die Schwermetallrückgewinnung aus KVA-Flugaschen zu optimieren, sind detaillierte Kenntnisse über die geochemischen Eigenschaften und insbesondere über die Bindungsformen der Schwermetalle von großer Bedeutung. Erkenntnisse einer früheren Studie zeigen, dass die Charakterisierung der sehr feinkörnigen Aschen, insbesondere für Schwermetalle mit geringen Konzentrationen (Cu, Pb, Cd), mit konventionellen Methoden (XRD, SEM) an ihre Grenzen stößt. Daher wird in dieser Folgestudie thermodynamische Modellierung als ergänzenden Ansatz verwendet, um Informationen über die vorhandenen und thermodynamisch stabilen Schwermetallbindungsformen entlang des Rauchgaskühlpfades zu erhalten. Mittels Batch-Simulationen wurde für verschiedene Rauchgaszusammensetzungen die Abkühlung des Rauchgases von 850 auf 100 °C modelliert, um die Einflüsse der Rauchgaszusammensetzung und Temperatur auf die Phasenbestände und Schwermetallbindungsformen zu untersuchen. Es hat sich gezeigt, dass die Variationen des S/Cl-Verhältnisses des Rauchgases größere Auswirkungen auf die Gleichgewichtsphasenanordnungen hatten als die Variation des O_2-Gehalts und insbesondere das Molverhältnis zw. S und Cl entscheidend war, ob die Schwermetalle als Sulfate oder Chloride ausfallen.

1 EINLEITUNG

Flugasche aus der Verbrennung von Siedlungsabfällen enthält erhebliche Mengen an Schwermetallen und wird daher auf Deponien abgelagert. Die Rückgewinnung und das Recycling dieser Schwermetalle leisten einen wertvollen Beitrag zur nachhaltigen Schließung von Stoffkreisläufen, da die Metalle aus dem Primärrohstoffabbau teilweise ersetzt werden können. KVA-Flugasche besteht aus Kessel- und Elektrofilterasche und zeigt erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen (z.B. Zn, Cu, Cd, Pb). Ab dem Jahr 2026 wird es schweizweit erforderlich sein, die Schwermetalle aus der Flugasche vor der Deponierung zurückzugewinnen, z. B. durch die saure Wäsche (bspw. FLUWA-Verfahren (Bühler & Schlumberger 2010). Im Hinblick auf eine Optimierung der Schwermetallausbeute bei der sauren Wäsche von KVA-Flugasche sind detaillierte Kenntnisse über die geochemischen Eigenschaften und insbesondere über die Bindungsformen der Schwermetalle von großer Bedeutung. In einer früheren Studie (Wolffers et al. 2021) wurde bereits eine detaillierte chemische und mineralogische Charakterisierung der verschiedenen KVA-Aschen durchgeführt. Dabei wurde in sechs Schweizer KVAs die Flugasche ortsaufgelöst untersucht, d.h. alle sich entlang des Rauchgasweges bildenden Fraktionen (Leerzugasche (EA), Kesselasche (BOA) und Elektrofilterasche (ESPA)) separat beprobt und charakterisiert. Es hat sich gezeigt, dass die Charakterisierung der sehr feinkörnigen Aschen, insbesondere für Schwermetalle mit geringen Konzentrationen (Cu, Pb, Cd), mit konventionellen Methoden (XRD, SEM) an ihre Grenzen stößt und dass weitere Methoden notwendig sind, um Erkenntnisse über die Bindungsformen zu erhalten. In dieser Studie wird daher thermodynamische Modellierung als ergänzenden Ansatz verwendet, um Informationen über die vorhandenen und thermodynamisch stabilen Schwermetallbindungsformen entlang des Rauchgaskühlpfades zu erhalten.

2 THERMODYNAMISCHE MODELLIERUNG

Die thermodynamischen Berechnungen wurden mit der Methode der Gibbs-Energie-Minimierung (GEM) unter Verwendung des Code-Pakets GEM-Selektor durchgeführt (Kulik et al. 2013, Wagner et al. 2012), (https://gems.web.psi.ch). Bei der Gleichgewichtsberechnung in GEMS wird die elementare Zusammensetzung des Systems auf die Phasen und ihre Komponenten so verteilt,

dass die gesamte Gibbs-Energie des Systems bei der gegebenen Temperatur und dem gegebenen Druck minimal ist. Die thermodynamische Datenbank IVTANTERMO (Gurvich et al., 1982) wurde in das GEMS-Format importiert und mit Molvolumina für die festen Phasen ergänzt.

1.1 Rauchgaszusammensetzung

Die Rauchgaszusammensetzung konnte auf Grundlage jährlicher Massenbilanzen und chemischer Analysen der aus dem Rauchgas stammenden Stoffströme (Flugasche, Waschwasser, Gasemissionen hinter dem Elektrofilter) abgeschätzt werden. Dabei wurden vier Szenarien definiert mit unterschiedlichen O_2, HCl und SO_2 Gehalten in der Rauchgasmatrix (Tab. 1). In der Input-Rauchgaszusammensetzung wurde zusätzlich die chemische Zusammensetzung der Flugasche einbezogen, bestehend aus O (282 g/kg), Ca (152 g/kg), Si (97 g/kg), Cl (96 g/kg), S (87 g/kg), Na (75 g/kg), K (58 g/kg), Zn (47 g/kg), Al (30 g/kg), Fe (17 g/kg), C (11 g/kg), F (8 g/kg), Pb (8 g/kg), Mg (4 g/kg), Cu (3,3 g/kg), Cd (0,3 g/kg).

Tab. 1: Zusammensetzung der Rauchgasmatrix für die verschiedenen Szenarien

wt.%	Szenario A Referenzszenario	Szenario B Viel HCl	Szenario C Viel SO_2	Szenario D Wenig O_2
CO_2	11	11	11	11
H_2O	15	15	15	15
HCl	0,15	0,3	0,15	0,15
N_2	66	66	66	70
O_2	7,5	7,5	7,5	3,5

2.1 Thermodynamische Berechnungen

Es wurden Batch-Simulationen berechnet, um Informationen über die Phasenstabilität in Abhängigkeit von der Temperatur und der Rauchgaszusammensetzung zu erhalten. In den Batch-Simulationen wurde die Abkühlung einer festen Rauchgaszusammensetzung für den Temperaturbereich von 850 °C bis auf 100 °C in 25 °C-Schritten für vier verschiedene Rauchgaszusammensetzungen (Tab. 1) simuliert. Als Input wurde eine Rauchgasmenge von 20 kg definiert (19,8 kg Rauchgasmatrix + 0,2 kg aschebildendes Rauchgas), was ca. 65 m^3 heißem Rauchgas bei 850 °C entspricht.

3 RESULTATE UND DISKUSSION

Bei den Feststoffen werden im Szenario A (Referenzszenario) die Matrixphasen $CaSO_4$ und die amorphe Glasphase für den gesamten Temperaturbereich als thermodynamisch stabil berechnet. Im höheren Temperaturbereich > 750 °C werden Wollastonit, Perovskit, Sphene, ZnO und Ca-Phosphat als die dominierenden thermodynamisch stabilen Phasen vorhergesagt. Bei 750 °C setzt die Bildung von NaCl und KCl ein, gefolgt von K_2SO_4, Zn_2SiO_4 bei 675 °C und Cristobalit (SiO_2) bei 625 °C. Ab 600 °C wird Quarz die vorherrschende SiO_2-Phase. Bei 275 °C wird das Zn vorzugsweise in $ZnCl_2$ eingebaut. Die Matrixphasen von Szenario B und D sind mit denen von Szenario A vergleichbar. In Szenario B weisen Cristobalit und SiO_2 jedoch eine höhere Stabilität auf als das Zn-Silikat Zn_2SiO_4 im Vergleich zu Szenario A. In Szenario C werden die Matrixphasen stattdessen von Sulfaten dominiert, und K_2SO_4 und Na_2SO_4 werden als dominante Alkaliphasen vorhergesagt. Das amorphe Glas, $CaSO_4$, K_2SO_4 und Cristobalit bilden sich bereits bei 850 °C, gefolgt von $ZnSO_4$ bei 700 °C und Na_2SO_4 bei 575 °C. Ab 450 °C wird das amorphe Glas weniger stabil, und stattdessen beginnt sich K-Al-Sulfat zu bilden. Für die schwermetallhaltigen Phasen sind vorhergesagten Stabilitätsfelder als Funktion der Temperatur in Abb. 1 dargestellt. Im Referenzszenario wird vorhergesagt, dass Zn bei hohen Temperaturen bis 700 °C als ZnO vorliegt. Danach wird Zn_2SiO_4 zur stabilsten Zn-Phase, wobei sich geringe Mengen Fe_2ZnO_4 bilden. Bei 275 °C wird Zn voraussichtlich als $ZnCl_2$ vorliegen. Die vorherrschende Form von Cu ist Monoxid (CuO) in den höheren Temperaturbereichen und geht bei Temperaturen < 250 °C in $CuCl_2$ über. Blei und Cadmium kommen nur als Chloride vor und beginnen bei 425 °C auszufallen. Andere Schwermetallphasen sind Cr_2O_3, Fe_2O_3, MnO_2, SnO_2, Fe_2NiO_4 und $NiSO_4$ in geringem Umfang. Barium ist hauptsächlich als $BaSO_4$ und Titan als TiO_2, $NiTiO_3$, $CaTiSiO_5$ gebunden. Die

schwermetallbindenden Formen von Szenario D sind identisch mit Szenario A. In Szenario B ist zu beobachten, dass die schwermetallhaltigen Silikate und Oxide (z. B. Zn_2SiO_4, CuO) im Vergleich zum Referenzszenario bei niedrigeren Temperaturen zu entstehen beginnen, während für $ZnCl_2$ eine Verschiebung hin zu einer früheren Ausfällung zu beobachten ist. Im Szenario C mit der hohen Schwefelbelastung bilden sich Zn, Pb, Cu, Cd vorwiegend als Sulfate und bei höheren Temperaturen (600 - 750 °C).

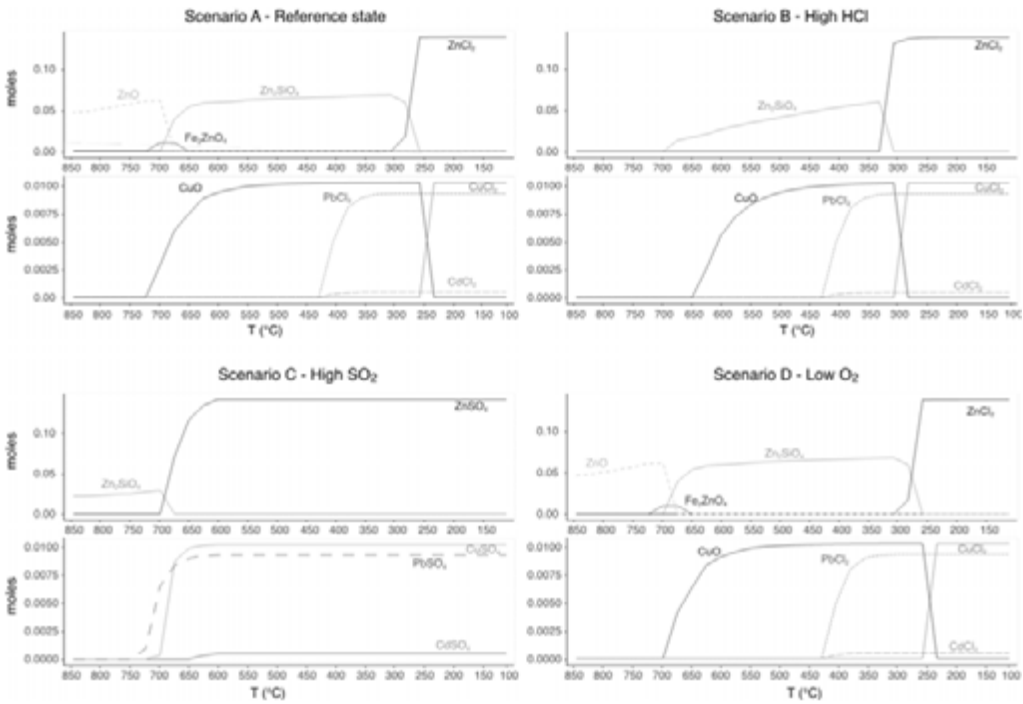


Abb. 1: Thermodynamisch stabile Schwermetallphasen für die verschiedenen Szenarien

Die für das Referenzszenario vorhergesagten Phasenbestände stimmen gut mit den in unserer früheren Studie beobachteten Phasen überein (Wolffers et al. 2021). Zu den Phasen, die in der Asche beobachtet wurden, aber unter den gegebenen Bedingungen nicht als thermodynamisch stabil vorhergesagt wurden, gehören Kalk, Kalzit, (Ca-)Feldspäte und Gehlenit. Bei diesen Phasen handelt es sich größtenteils um feuerfeste Minerale, so dass sie entweder als thermodynamisch metastabile Verbindungen den Rauchgasweg zurückgelegt haben und sich in der Asche anreicherten, ohne ins Gleichgewicht zu kommen, oder ihre Bildung wurde durch lokal unterschiedliche chemische Bedingungen ausgelöst, was für die Gehlenitbildung angenommen wird (Traber et al. 2002). Bei den Schwermetallen wurde festgestellt, dass es bei ca. 250 °C Verschiebungen gibt bezüglich stabilen Bindungsformen. Die vorhergesagte Umwandlung von CuO in $CuCl_2$ bei sinkenden Temperaturen stimmt mit den Berechnungen von Verhulst et al., (1996) überein. Die berechneten Zink-Phasen der Kesselaschen (Temperaturbereich ca. 850 °C - 250 °C) wurden in unserer früheren Studie mittels Rasterelektronenmikroskop beobachtet (Abb. 2). In der Elektrofilterasche wurde Zink hauptsächlich als K_2ZnCl_4 gefunden (Wolffers et al. 2021). Die thermodynamischen Berechnungen sagen $ZnCl_2$ als stabilstes Zinkchlorid voraus, was vermutlich mit der Qualität der vorhandenen thermodynamischen Daten für K_2ZnCl_4 zusammenhängt.

Es wurde festgestellt, dass die Variationen des S/Cl-Verhältnisses des Rauchgases größere Auswirkungen auf die Gleichgewichtsphasenanordnungen hatten als die Variation des O_2-Gehalts. Obwohl die O_2-Konzentration von 3,5 Vol.-% für Rauchgasbedingungen niedrig ist, zeigten sich daher im Szenario D keine Unterschiede in den Phasenanordnungen im Vergleich zum

Referenzszenario. Die starke Konkurrenz zwischen S und Cl um die Alkalimetalle Na und K wurde dabei auch in anderen Studien beobachtet (z.B. Jiao et al. 2011).

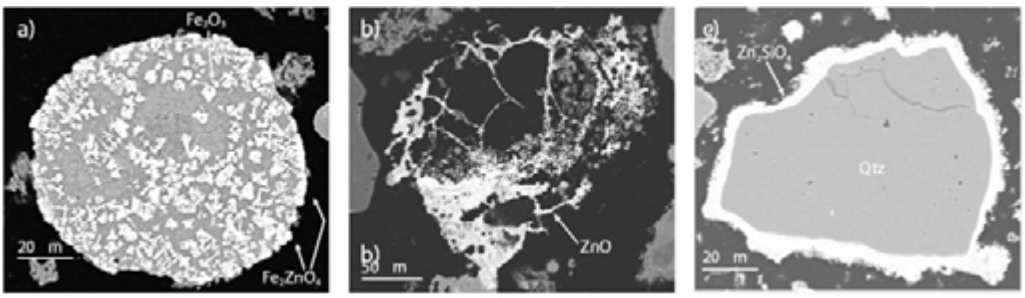


Abb. 2: Beobachtete Zink-Phasen in der Kesselasche mittels Rasterelektronenmikroskop (Rückgestreute Elektronen), aus Wolffers et. al. 2021

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die durchgeführten thermodynamischen Berechnungen geben wertvolle Einblicke in die Aschebildungsprozesse während der Abkühlung des Rauchgases, die sich wie folgt zusammenfassen lassen: (i) Schwankungen des S/Cl-Verhältnisses des Rauchgases wirken sich stärker auf die Gleichgewichtsphasen aus als die Schwankungen des O_2-Gehalts. (ii) Bei einem molaren Verhältnis von S/Cl < 1 wurde vorausgesagt, dass Zn bei hohen Temperaturen als ZnO, Fe_2ZnO_4, Zn_2SiO_4 und Cu als CuO stabil ist. Für Zn und Cu wurde eine wesentliche Änderung der Schwermetallbindungsformen zwischen 200 und 300 °C (abhängig von der HCl-Konzentration) vorhergesagt, die zur Bildung von $ZnCl_2$ und $CuCl_2$ führt. Für Cd und Pb wurde vorausgesagt, dass sie ab 425 °C als Chloride stabil sind. (iii) Die Sulfate sind die dominierenden Feststoffe bei einem Molverhältnis S/Cl > 1 im Rauchgas. Unter diesen Bedingungen beginnen die Schwermetalle bereits bei 600 - 750 °C als Sulfate auszufallen und verbleiben in geringem Umfang in der Gasphase. Die Verschiebung der Schwermetalle zu Sulfaten mit S/Cl > 1 ist für die Schwermetallrückgewinnung besonders relevant, da die Schwermetalle als Sulfate tendenziell weniger löslich sind als Chloride.

LITERATUR

Bühler, A., Schlumberger, S., (2010) Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen “Saure Flugaschenwäsche - FLUWA-Verfahren” ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung.

Gurvich, L.V., Veits, I.V., Medvedev, V.A., et. al. (1982) Termodinamicheskie svoistva individual’nykh veshchestv (Thermodynamic Properties of Individual Compounds). Nauka, Moscow.

Jiao, F., Cheng, Y., Zhang, L., Yamada, N., Sato, A., Ninomiya, Y. (2011) Effects of HCl, SO2 and H2O in flue gas on the condensation behavior of Pb and Cd vapors in the cooling section of municipal solid waste incineration. Proc. Combust. Inst. 33, 2787–2793. https://doi.org/10.1016/j.proci.2010.07.062

Kulik, D.A., Wagner, T., Dmytrieva, S. V., Kosakowski, G., Hingerl, F.F., Chudnenko, K. V., Berner, U.R. (2013) GEM-Selektor geochemical modeling package: revised algorithm and GEMS3K numerical kernel for coupled simulation codes. Comput. Geosci. 17, 1–24.

Traber, D., Mäder, U.K., Eggenberger, U. (2002) Petrology and geochemistry of a municipal solid waste incinerator residue treated at high temperature. Schweizerische Mineral. und Petrogr. Mitteilungen 82, 1–14. https://doi.org/10.5169/seals-62348

Verhulst, D., Buekens, A., Spencer, P.J., Eriksson, G. (1996) Thermodynamic behavior of metal chlorides and sulfates under the conditions of incineration furnaces. Environ. Sci. Technol. 30, 50–56. https://doi.org/10.1021/es940780+

Wagner, T., Kulik, D., Hingerl, F.F., Dmytrieva, S.V. (2012) GEM-Selektor geochemical modeling package: TSolMod library and data interface for multicomponent phase models. Can. Mineral. 1173–1195.

Wolffers, M., Eggenberger, U., Schlumberger, S., Churakov, S.V. (2021) Characterization of MSWI fly ashes along the flue gas cooling path and implications on heavy metal recovery through acid leaching. Waste Manag. 134, 231–240. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.022

Vergleich von verschiedenen Metallrückgewinnungstechnologien für MVA-Schlacken in der Schweiz

U. Eggenberger[1], M. Wolffers[1] & G. Weibel[1]
[1)] Institut für Geologie, Universität Bern, Schweiz

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Projekts "MetExSlag" wurden vier verschiedene Metallrückgewinnungsanlagen untersucht, um die Metallrückgewinnungsraten, die Metallqualität (bestimmt durch Schmelzausbeuten) und die Restschlackenqualität über Massenbilanzen der Outputströme zu ermitteln. Von jeder Metallrückgewinnungsanlage wurden ca. 100 Tonnen NE-Metalle gesammelt (Qualität Q1) und in einem zweiten Schritt wurden diese Chargen auf einer mechanischen Veredelungsanlage prozessiert (Qualität Q2) und die Ausbeuten bestimmt. Bei dieser Aufbereitung zeigten sich bei den Q1 Metallen sehr große Unterschiede an noch anhaftenden Schlackenbestandteilen, diese betrugen zwischen 19 und 58 Gew.-%, wobei die elektrodynamische Fragmentierung und die trocken aufbereiteten Fraktionen deutlich höhere NE-Metallgehalte in den Q1-Fraktionen aufweisen. Die Unterschiede in der Effizienz der Metallrückgewinnung in Bezug auf die totalen Metallgehalte der Schlacken sind geringer: 59 - 81 % für Aluminium und 36 - 58 % für Kupfer. Hier zeigte sich, dass eine intensivere mechanische Aufbereitung mit konventioneller Trenntechnik in Kombination mit einer weniger selektiven Metallabscheidung sehr effizient ist.

1 EINFÜHRUNG

In der Schweiz ist die Rückgewinnung von Nichteisenmetallen (NE-Metallen) aus Schlacken der Kehricht- bzw. Müllverbrennungsanlagen (KVA bzw. MVA) vor der Deponierung seit mehr als 10 Jahren nach dem Stand der Technik gesetzlich vorgeschrieben (VVEA 2022, AWEL 2016). Die Aufbereitung und die daraus resultierende Metallrückgewinnung und -verwertung haben heute ein hohes Niveau erreicht und der derzeit gültige Grenzwert von 1 Gew.-% NE-Metallen (BAFU 2017) im Korngrößenbereich von 2-16 mm wird zum Teil deutlich unterschritten. Verschiedene neue Technologien tragen zur Entwicklung bei, sodass heute Restschlacken mit vergleichsweise geringen Restmetallgehalten anfallen. In naher Zukunft werden in einigen MVAs Entscheidungen über Schlackenaufbereitungstechnologien getroffen werden. Deshalb wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU) diese vergleichende Studie der verschiedenen Aufbereitungstechnologien durchgeführt. Der Vergleich umfasst Aufbereitungstechnologien aus dem Trocken- und Nassaustrag mit unterschiedlichen Prozessstufen: konventionelle Technologien wie Brechen, Mahlen, Wirbelstromabscheider und Dichteseparationstische sowie elektrodynamische Verfahren zur Freilegung der Metalle aus den Schlackenkomponenten.

2 METHODEN

Um die Repräsentativität zu gewährleisten und den Normalbetrieb abzubilden, wurden große Probenmengen und angepasste Probenahmekonzepte angewendet (ZAR 2014). Auf jeder der vier Anlagen wurden ca. 100 Tonnen NE-Fraktionen gewonnen, in der Folge als Q1-Qualität bezeichnet. Die vier Anlagen unterscheiden sich durch nasse elektrodynamische Fragmentierung (Anlage A), konventionelle nass ausgetragene Aufbereitung (B und C) und trockene Aufbereitung (D). Die Probenahmedauer betrug je nach Durchsatz der Anlage zwischen 1 und 9 Wochen. Diese Fraktionen wurden dann in einem nachfolgenden Verarbeitungsschritt in einer Metallveredelungsanlage einzeln aufbereitet, wobei jeweils 18 Konzentrate entstanden, darunter verschiedene Korngrössenklassen von NE-schwer und NE-leicht, zwei Mineralfraktionen und Überkornfraktionen. Die veredelten Fraktionen werden als Q2 Qualität bezeichnet. Die Metallgehalte und Erträge der NE-leicht und NE-schwer Fraktionen < 8 mm und 8-20 mm wurden mittels Metallschmelze an 10-20 kg Mischproben im Labor ermittelt, die Fraktionen >20 mm wurden von geschultem Personal von Hand sortiert und erfasst. Die Restschlacken R1 aus der Aufbereitung der

Q1-Metalle und die Schlackenanhaftungen bei der Q2-Veredelung (R2S und R2E) wurden mittels XRF-Analytik auf die Gesamtgehalte untersucht. Der gesamte Prozess und die anfallenden Fraktionen für die Massenbilanz sind in Abb.1 schematisch dargestellt.

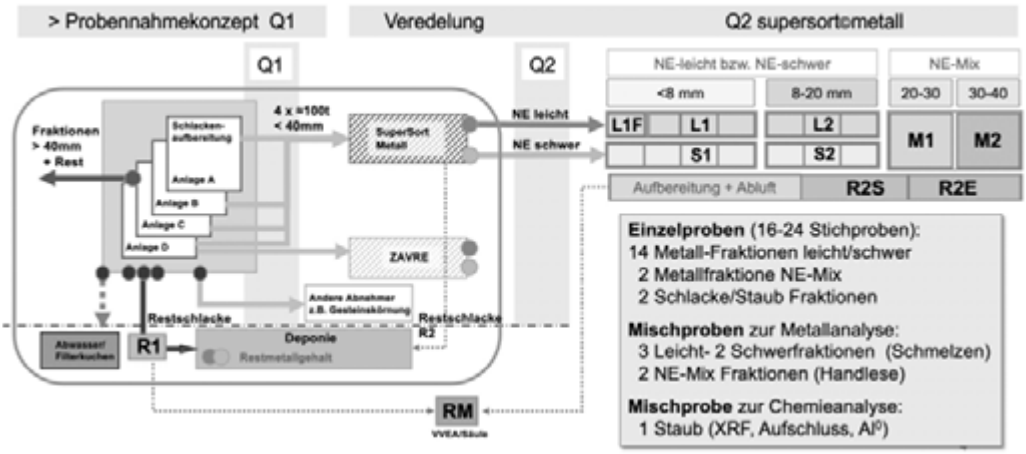


Abb. 1: Schematische Darstellung des Probenahme- und Untersuchungskonzepts

3 RESULTATE

Die Ergebnisse der mechanischen Q2-Veredelung zeigen, dass große Unterschiede in den Metallgehalten der verschiedenen abgetrennten Q1-NE-Fraktionen aus den unterschiedlichen Technologien bestehen (Abb.2). Die NE-Metallrückgewinnung schwankt zwischen 42 und 81 Gew.-%, wobei die elektrodynamische Fragmentierung und die trocken aufbereiteten Fraktionen deutlich höhere NE-Metallgehalte in den Q1-Fraktionen aufweisen. Die Restmetallgehalte in den R1 Restschlacken erfüllen alle die Grenzwerte, wobei die Anlage B einen extrem tiefen Restmetallgehalt von 0,11 Gew.-% aufweist.

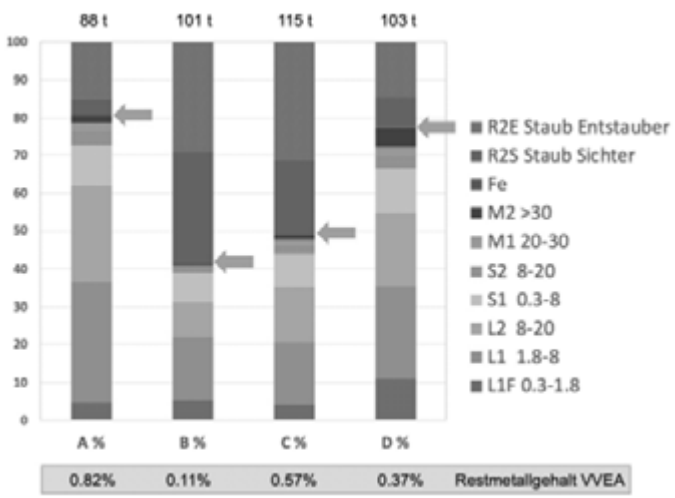


Abb. 2: Verteilung der Fraktionen nach der Veredelung; Sx = Schwerfraktionen, Lx = Leichtfraktionen Mx = Mischfraktionen, R2x = Schlackenanteile (Pfeile); Restmetallgehalte der R1 Schlacken nach der VVEA Methode (2-16mm)

Bei der Gesamtbilanz der Anlagen bestehen bei den grobstückigen Fraktionen (Eisenteile, Spulen, VA-Stähle etc) sehr große Unterschiede, deshalb wurde der Vergleich der Rückgewinnung in Bezug auf 100 Tonnen abgelagerter R1 Schlacke berechnet, um den Vergleich nicht zu verfälschen (Abb. 3). Dabei zeigen sich vergleichsweise große Differenzen von mehr als 30 %.

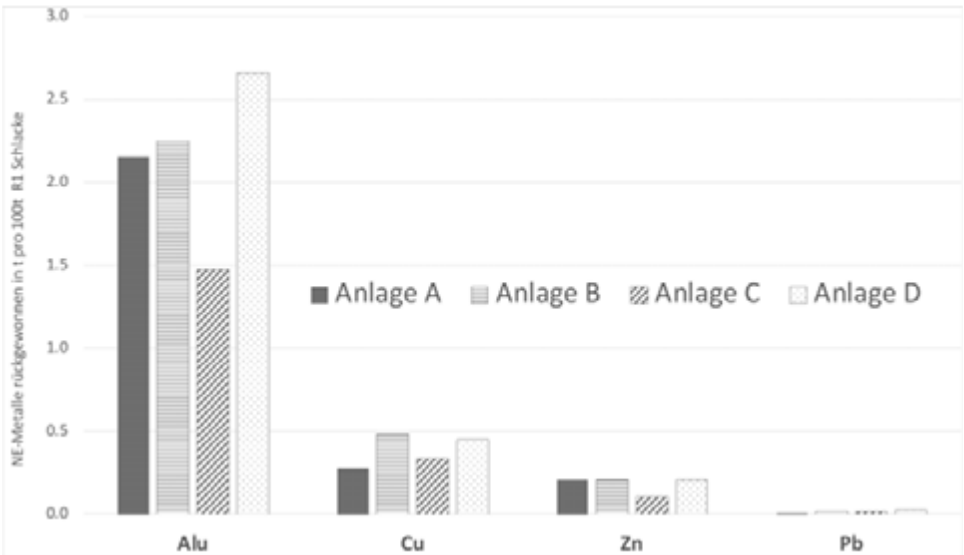


Abb. 3: Rückgewonnene Metalle in Tonnen in Bezug auf 100 Tonnen abgelagerte Schlacke

Abb. 4: Metalle in Tonnen welche in den abgelagerten Schlacken verbleiben (Al metallisch und Cu, Zn, Pb chemisch bestimmt)

Stellt man die Rückgewinnung von Abb. 3 den in den Restschlacken verbleibenden Metallen gegenüber (Abb. 4), so wird deutlich, dass lediglich bei Aluminium mehr rückgewonnen wird als in den Restschlacken verbleibt. Hier gilt es zu beachten, dass nur Aluminium über die Methode der Wasserstofffreisetzung in seiner metallischen Form bestimmt wurde, Cu, Zn und Pb wurden in den Restschlacken R1 und R2 chemisch als Totalgehalte gemessen.

Bei der Berechnung der Effizienz (Abb. 5) werden die abgeschiedenen Metalle in Bezug auf die initialen Gesamtgehalte der Input-Schlacken bezogen. Hier sind die Unterschiede wesentlich geringer und bewegen sich z.B. für Aluminium im Bereich von 59 % bis 81 % und für Kupfer von 36 % bis 58 %. Diese Darstellung gleicht auch die regional unterschiedlichen initialen Gehalte an Metallen im Abfallinput bzw. in den Schlacken weitgehend aus.

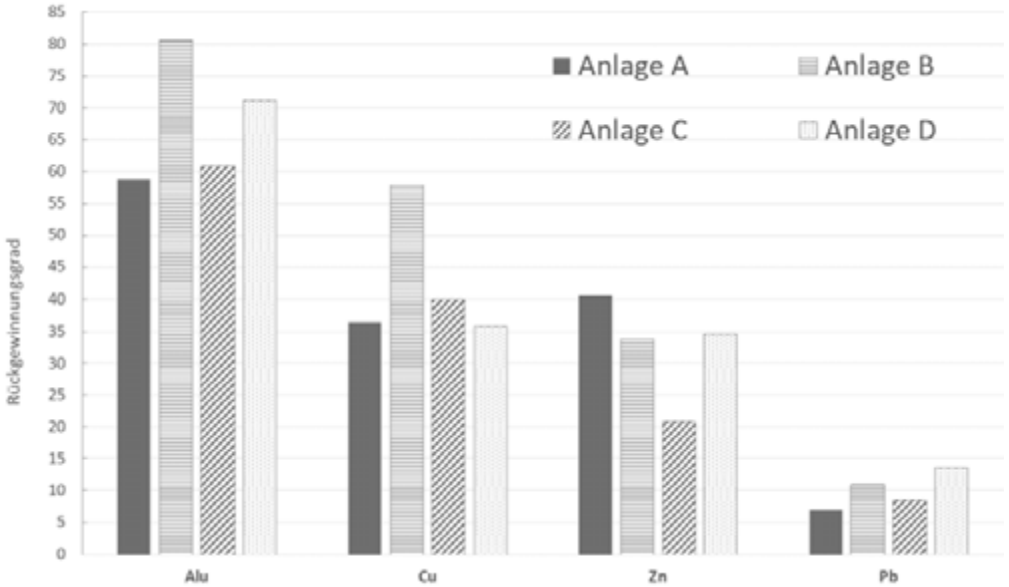


Abb. 5: Effizienz der Metallrückgewinnung in Bezug auf die initialen Metallgehalte der Schlacken

4 DISKUSSION

Generell zeigte sich, dass die trockene Aufbereitung und die „nasse“ elektrodynamische Fragmentierung Q1-Metallfraktionen mit sehr geringen Anhaftungen von Schlackenbestandteilen produzieren. Dies kann ein Vorteil bei der weiteren Veredelung bzw. dem Verkauf der Q1-Fraktionen darstellen, was im Rahmen dieses Projektes aber nicht ermittelt werden konnte.
Betrachtet man hingegen die Rückgewinnungsrate in Bezug auf die Gesamtgehalte wird deutlich, dass Verfahren, welche eine intensivere mechanische Aufbereitung mit konventioneller Trenntechnik in Kombination mit einer weniger selektiven Q1-Metallabscheidung betreiben (Anlage B), sehr effizient arbeiten.
Obwohl alle vier Anlagen technisch sehr ausgereift sind und dem Stand der Technik entsprechen, werden immer noch insgesamt etwa 50% der Metalle Al, Cu, Zn und Pb mit der "abgereicherten" Schlacke ungenutzt auf Deponien Typ C (VVEA 2022) abgelagert und stellen eine potentielle Gefährdung für die Umwelt dar.

LITERATUR

AWEL (2016) Ermittlung und Beschreibung des „Standes der Technik“ bei Prozessen der Abfallbehandlung Grundlagenpapier für Behandlungsprozesse der Abfallwirtschaft. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Baudirektion Kt. Zürich, Schweiz.

BAFU (2017) Messmethoden im Abfall- und Altlastenbereich. UV-1715-D. Bundesamt für Umwelt, Schweiz.

VVEA (2022) Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen. 814.600. Der Schweizerische Bundesrat.

ZAR (2014) Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse fester Rückstände der thermischen Abfallbehandlung und deren Aufbereitungsprodukten. Stiftung Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung, Schweiz.

SELFRAG-Technologie - der Schlüssel für die nächste Generation von Aufbereitungsanlagen für MVA-Schlacke

A. Glauser[1] & A. Weh[1]
[1)] SELFRAG AG, Kerzers, Schweiz

KURZFASSUNG: Gegenwärtig realisiert die SELFRAG AG den Aufbau einer neuen Generation von Aufbereitungsanlagen für MVA-Schlacke, deren innovativer Ansatz die selektive Fragmentierung mit trocken- und nassmechanischen Aufbereitungstechnologien aus Bergbau und Recycling kombiniert. Nebst der Rückgewinnung von Metallkonzentraten mit hoher Qualität, ermöglicht die Anlage das Recycling von mineralischen Fraktionen. Dadurch wird die Recyclingquote auf 50-60 Gew.-% des Schlackeninputs gesteigert, und der knappe Deponieraum in der Schweiz massiv entlastet. Die neuartigen Fraktionen können in der Schweiz gesetzeskonform als Sekundärrohstoffe in der Zementklinkerproduktion verwertet werden. Zukünftig ist auch ein Einsatz als sekundäre Gesteinskörnung im Beton oder Straßenbau denkbar.

1 EINLEITUNG

Nicht verwertbare feste Siedlungsabfälle müssen in der Schweiz spätestens seit 2000 in einer der heute 30 Müllverbrennungsanlagen (MVA) thermisch behandelt werden (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2016). Die Vorteile der thermischen Abfallbehandlung sind Massen- und Volumenreduktion, Zerstörung organischer Verbindungen, Energierückgewinnung und Mineralisierung in stabilere Verbrennungsrückstände. In der Schweiz fallen jährlich rund 800'000 Tonnen MVA-Schlacken an, die einen Anteil von bis zu 14% an partikulären Metallen enthalten (Bunge 2014). Eine effiziente Metallrückgewinnung hat einen hohen Umwelt- und Rohstoffnutzen und ist in der Schweiz obligatorisch und gut etabliert. Heute werden mit modernen Verfahren hohe Rückgewinnungsraten in allen Korngrößenfraktionen erreicht.

Nach den klassischen Aufbereitungsverfahren verbleiben ca. 85 Gew.-% der Schlacke in verschiedenen Restfraktionen, die erhöhte Gehalte an Schadstoffen, vor allem Schwermetallen, aufweisen. Die Verwertung solcher Rückstände in der Bauindustrie ist in der Schweiz gesetzlich mit sehr hohen Anforderungen eingeschränkt. Ziel ist eine Anreicherung von Schadstoffen in der Bausubstanz zu vermeiden. Während das Recycling von weniger belastetem Baumaterialien gut etabliert ist, wird MVA-Schlacke in der Schweiz deponiert. Dies ist problematisch, da die gesicherten und verfügbaren nationalen Entsorgungskapazitäten für Schlacken in der Schweiz auf ~17 Jahre begrenzt sind (BAFU 2021). Kritisch ist vor allem die regionale Verteilung der Entsorgungskapazitäten. Bereits heute sind in einigen Regionen die Deponiekapazitäten erschöpft und die Eröffnung neuer Deponieprojekte sind politisch schwierige und langwierige Prozesse. Infolgedessen steigen die Entsorgungskosten für Schlacke, so dass die Verbrennungsindustrie ein großes Interesse daran hat, geeignete mineralische Fraktionen zu verwerten, um die Kosten der Deponierung zu reduzieren. Nebst dieser logistischen Motivation ist eine umweltverträgliche Verwertung als wichtiger Beitrag in Richtung einer nachhaltigen und funktionierenden Kreislaufwirtschaft angestrebt.

2 SELFRAG METHODE

Im Norden der Schweiz realisiert die SELFRAG derzeit ein neues Anlagenkonzept zur Schlackenaufbereitung mit dem Ziel, die Menge der deponierten Schlacke deutlich zu reduzieren (Abb. 1). Kern der Anlage ist dabei die SELFRAG-Technologie der selektiven Fragmentierung in einem elektrodynamischen Aufbau (Seifert et. al 2014). Dabei wird die Schlacke entlang von Material- oder Korngrenzen selektiv fragmentiert. Der Energieeintrag wird durch elektrische Feldverzerrungen der verschiedenen leitfähigen Phasen in der Schlacke gesteuert. Metalleinschlüsse oder

Bereiche mit angereicherter Schwermetallkontamination ziehen die resultierenden Entladungen an, wodurch der Großteil der Fragmentierungsenergie auf sie direkt oder in ihrem Umfeld übertragen wird. Dies führt zu einer selektiven Freisetzung der eingeschlossenen Metallpartikel, aber auch zu einer bevorzugten Zerkleinerung kontaminierter Bereiche. Mit dieser Technologie werden in der MVA Saidef im schweizerischen Fribourg bereits seit 2016 erfolgreich Metalle mit hoher Qualität zurückgewonnen (Weh 2018). Im neuen Anlagenkonzept wird dieses Verfahren nun in Kombination mit Dichtetrennung, Wasch- und Siebverfahren angewendet. Partikuläre Metalle werden mit Magnet- und Wirbelstromsortierung rückgewonnen, während schwermetallhaltige Verunreinigungen gebrochen und durch einfache Klassierung in die Feinfraktionen überführt werden. Die verbleibende Mineralfraktion wird einem finalen nass-chemischen Reinigungsschritt unterzogen, um die Schwermetallgehalte weiter zu senken und gleichbleibende Qualitäten für eine Verwertung zu erreichen.

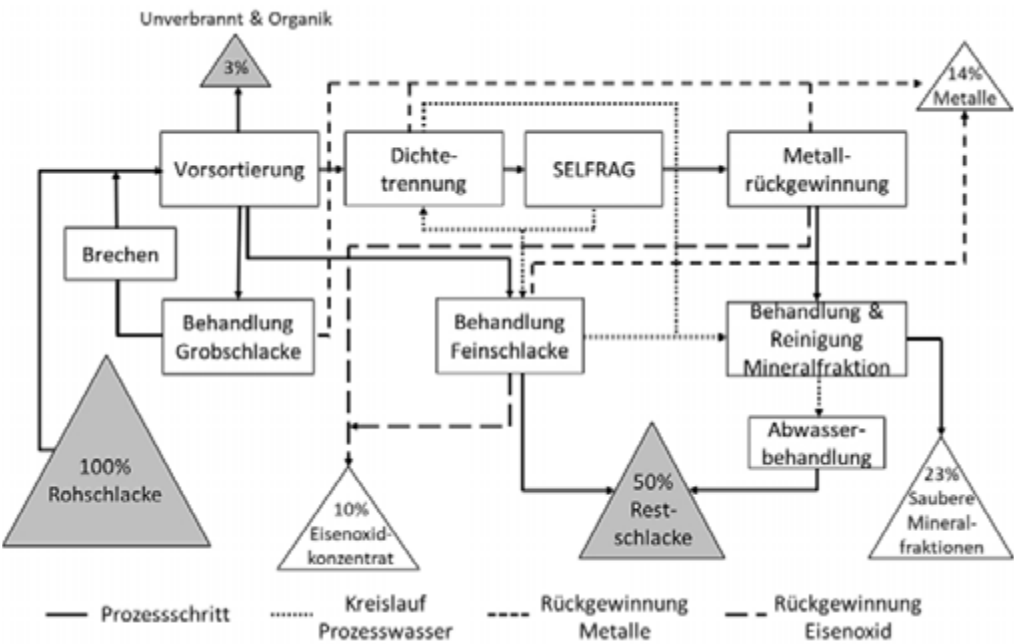


Abb. 1: Verfahrensschema der SELFRAG Aufbereitungsanlage für MVA-Schlacke

Mit dieser neuartigen Verfahrenskombination werden je nach Zusammensetzung der Schlacke bis zu 14 Gew.-% Metalle, 2-3 Gew.-% unverbranntes Material sowie zusätzlich ca. 10 Gew.-% Eisenoxidkonzentrat und 23-33 Gew.-% saubere Mineralfraktionen rückgewonnen. Insgesamt wird so eine Recyclingquote von 50-60 Gew.-% des Schlackeninputs erreicht, wodurch Deponieraum eingespart wird. Die deponierte Restschlacke ist durch diese Aufbereitung nicht zusätzlich belastet und zeigt ähnliche Schadstoffkonzentrationen wie das ursprüngliche Deponiegut.

3 MINERALISCHE PRODUKTE

3.1 Zusammensetzung

Die Zusammensetzung der Mineralfraktion ist silikatisch dominiert, mit Gehalten von > 50 Gew.-% SiO_2, 20 Gew.-% CaO und 6-10 Gew.-% Al_2O_3 (Abb. 2). Die Mineralogie ist von Transitmineralen wie Quarz, Feldspat und Pyroxen bestimmt, wobei amorphe Anteile mit ca. 70 Gew.-% den Hauptbestandteil der mineralogischen Zusammensetzung darstellen. Beim Eisenoxidkonzentrat wird die chemische Zusammensetzung von Fe_2O_3 mit einem Gehalt von > 50 Gew.-% dominiert.

Mineralogisch zeigt sich ein amorpher Anteil von ca. 50 Gew.-% und ein Anteil von ca. 20 Gew.-% der eisenhaltigen Phasen Wüstit, Maghemit und Magnesioferrit (Abb. 2).

In Bezug auf die Nebenbestandteile dominieren in der Mineralfraktion die Schwermetalle Kuper (Cu), Zink (Zn) und Blei (Pb). Im Eisenoxidkonzentrat sind deren Gehalte deutlich höher und zusätzlich sind auch Chrom (Cr) und Nickel (Ni) erhöht (Tab. 1).

Tab. 1: Schermetallkonzentrationen der mineralischen Produkte und gesetzliche Anforderungen (Schweiz) an Sekundärrohstoffe in der Zementindustrie. Einheit: mg/kg

	Mineralische Produkte SELFRAG		Gesetzliche Anforderungen Schweiz (VVEA Anhang 4)	
	Mineral-fraktion	Eisenoxid-konzentrat	Rohmaterial Klinker	Rohmehl-korrekturstoff*
Sb	19	58	30	
As	3	16	30	
Pb	226	284	500	
Cd	1	0.5	5	10
Cr	95	848	500	
Cu	475	3014	500	
Hg	<0.1	<0.1	1	1
Tl	<2	<2	3	3
Ni	30	579	500	
Zn	476	2140	2000	

*max. 5 Gew.-% des gesamten Rohmaterials

3.2 Verwertung in der Schweiz

Um diese Fraktionen als potenzielle Sekundärrohstoffe in der Schweizer Bauindustrie verwerten zu können, müssen einerseits hohe Qualitätsstandards bezüglich geotechnischer Eigenschaften eingehalten werden und andererseits dürfen keine Schadstoffe in die Bauprodukte gelangen. Der erste Aspekt wird durch die enge Zusammenarbeit mit Industriepartnern sichergestellt, was zu spezifischen, auf die Bedürfnisse der industriellen Prozesse abgestimmten Fraktionen führt.

Für den zweiten Aspekt müssen die Fraktionen den gesetzlichen Anforderungen, der in der Schweiz maßgebenden „Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen“ (VVEA), entsprechen (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2016). Aktuell sind darin Möglichkeiten vorgesehen, Abfallfraktionen in der Zement- oder Betonindustrie zu recyceln, wenn bestimmte Grenzwerte für ausgewählte Schwermetalle eingehalten werden (Tab. 1). Mit dem SELFRAG-Verfahren erfüllt die Mineralfraktion erstmals die Anforderungen an Rohmaterial für die Zementklinkerproduktion, das Eisenoxidkonzentrat die Anforderungen an Rohmehlkorrekturstoff für die Zementklinkerproduktion. Bei Letzterem ist die Toleranz für Schwermetallkonzentrationen höher, durch den auf max. 5 Gew.-% der gesamten Rohmaterialmenge limitierten Einsatz.
Für die Mineralfraktion ist zudem eine zukünftige Verwertung als sekundäre Gesteinskörnung im Beton denkbar. Um die dafür geltenden gesetzlichen Anforderungen der VVEA zu erfüllen, müssten jedoch entweder die Schwermetallgehalte für Sb (15 mg/kg) und Cu (250 mg/kg) weiter gesenkt werden, oder die Mineralfraktion müsste auf der „Positivliste“ ergänzt werden (VVEA Anhang 4, Ziff. 3.1). Für letzteres wäre jedoch eine Anpassung der VVEA notwendig.

Abb. 2: Mineralfraktion (links) und Eisenoxidkonzentrat (rechts)

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Gegensatz zum europäischen Ausland wird die Verwertung von Anteilen aus MVA-Schlacke in der Schweiz noch nicht praktiziert, da hohe chemische Anforderungen gelten und genügend natürliche oder wenig belastete Recyclingmaterialien vorhanden sind. Die Verknappung des Deponieraumes und der Umbau zu einer Kreislaufwirtschaft verändern aber diese Ausgangslage. Die innovative Anlage der SELFRAG setzt hier neue Maßstäbe und ermöglicht die Rückgewinnung von Mineralfraktionen aus der Schlacke, welche in der Zementindustrie verwertet werden können. Dadurch werden primäre Ressourcen und der knappe Deponieraum in der Schweiz geschont.

Während diese Anlage in der Schweiz ein Novum darstellt, lässt sich das Konzept von SELFRAG auch in anderen Ländern umsetzen, um dort einen Beitrag zur nachhaltigen, sicheren und gesetzeskonformen Verwertung von Schlackenfraktionen zu realisieren. Bemühungen in diesem Bereich sind entscheidend, um eine nachhaltige und funktionierende Kreislaufwirtschaft in Europa zu erreichen.

LITERATUR

BAFU Bundesamt für Umwelt (2021) *Faktenblatt - Entsorgungskapazitäten für Verbrennungsrückstände*.

Bunge, R. (2014) *Wieviel Metall steckt im Abfall?* Neuruppin: Mineralische Nebenprodukte und Abfälle.

Schweizerische Eidgenossenschaft (2016) *Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA)*.

Seifert, S., Thome, V., & Karlstetter, C. (2014) *Elektrodynamische Fragmentierung - Eine Technologie zur effektiven Aufbereitung von Abfallströmen*. Neuruppin: Recycling und Rohstoffe - Band 7.

Weh, A. (2018) *Industrieller Einsatz der elektrodynamischen Fragmentierung von Rostaschen in der KVA Fribourg, Schweiz*. Neuruppin: Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 5 – Aschen, Schlacken, Stäube, Baurestmassen.

Optimierung der mineralischen Fraktion von Hausmüllverbrennungsaschen zur Nutzung in Betonprodukten

I. Vateva[1] & D. Laner[1]
[1)] Universität Kassel, Fachgebiet Ressourcenmanagement und Abfalltechnik, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Hausmüllverbrennungsasche (HMV-Asche) enthält hauptsächlich mineralische Bestandteile und auch wertvolle Eisen- und Nichteisenmetalle. Nach einer Aufbereitung und Rückgewinnung der Metalle werden HMV-Aschen derzeit in Deutschland zum Großteil entweder deponiert oder minderwertig im Deponiebau eingesetzt. Sie wären grundsätzlich jedoch auch für eine Verwertung in Betonprodukten geeignet, wodurch Rohstoffe und Deponiekapazitäten geschont sowie CO_2-Emissionen eingespart werden könnten. In Bezug auf diesen Verwertungspfad stellen vor allem die hohen löslichen Salzgehalte sowie der Gehalt an metallischem Aluminium eine Herausforderung dar, da diese Schäden im Beton verursachen oder seine Eigenschaften negativ beeinflussen können. Im Rahmen dieses Beitrags werden erste Ergebnisse aus dem Projekt HMV-Öko-Beton vorgestellt, das darauf abzielt HMV-Aschen so aufzubereiten, dass sie als Ersatz für Gesteinskörnungen und Bindemittel in Betonfertigprodukten eingesetzt werden können.

1 EINLEITUNG

Hausmüllverbrennungsaschen (HMV-Aschen) sind der mengenmäßig größte Rückstand der Verbrennung von Restabfällen. In Deutschland entstehen jährlich ca. 6 Mio. Tonnen HMV-Aschen, die nach der Aufbereitung und Rückgewinnung der Metalle zum größten Teil im Deponiebau verwertet oder auf Deponien beseitigt werden (ITAD, 2021). Der weltweit meistgenutzte Baustoff Beton besteht i.d.R. aus Zement als Bindemittel, Wasser, Gesteinskörnungen wie Sand und Kies sowie aus Additiven. Seine Herstellung ist energie- und ressourcenintensiv. Der dominierende Anteil der Emissionen wird in diesem Zusammenhang durch die Zementproduktion verursacht. Aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften eignen sich HMV-Aschen grundsätzlich zur Substitution von Gesteinskörnungen und Bindemittel in Betonprodukten. Hindernisse diesbezüglich stellen vor allem die löslichen Salze und Schwermetalle sowie das enthaltene metallische Aluminium dar. Die löslichen Salze und Schwermetalle haben dabei jedoch keinen direkten negativen Einfluss auf die Verwertung der HMV-Aschen in unbewährten Betonprodukten (Joseph et al., 2018). Durch die neue Ersatzbaustoffverordnung verhindern die hohen Eluatkonzentrationen für bestimmte Parameter (Cl, SO_4, Cu, Mo, usw.) die Verwertung der mineralischen Fraktion in Deutschland (EBV, 2021). Die Mengen an metallischem Aluminium sind gesetzlich nicht geregelt. Relevante Gehalte an metallischem Al in der mineralischen Fraktion rufen bei der Nutzung im Beton aber Reaktionen, bei den Wasserstoffgas entsteht, hervor. Das kann wiederum zu einer Volumenvergrößerung des Betonkörpers und Abplatzungen führen. Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel des Projekts HMV-Öko-Beton die mineralische Fraktion von Hausmüllverbrennungsaschen durch geeignete Aufbereitungsschritte so aufzubereiten, dass eine Substitution von Gesteinskörnungen und Bindemitteln in unbewehrten Betonprodukten möglich ist. Dadurch sollen hochwertige und ökologisch optimale Verwertungswege für die HMV-Asche erschlossen und der ökologische Fußabdruck von Betonprodukten verringert werden. Das Verbundprojekt läuft seit September 2021 und wird durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert (Details zum Projekt siehe DBU (o. D.)).

2 METHODIK

2.1 Probenahme und Charakterisierung

Basierend auf den Prinzipien der Probenahme Theorie (Gy, 1992) wurden repräsentative Proben der HMV-Asche des MHKW Kassel gewonnen. Dazu wurden im Herbst 2021 Mischproben aus 32 Inkrementen mit einer Gesamtmasse von 450 kg entnommen. Die Probenahme erfolgte an dem Förderband direkt nach dem Nassaustrag der Anlage (vgl. Vateva & Laner, 2020).
Im Anschluss wurden die Proben grundlegend hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung, Materialzusammensetzung, Feststoffgehalte und ihrer Eluatkonzentrationen korngrößenspezifisch charakterisiert. Hierfür werden Siebanalysen, manuelle Sortierung, RFA-Untersuchung, Eluatherstellung und -analyse angewendet. Die Eluate wurden nach DIN 19529 mit einem Wasser-Feststoffverhältnis (W/F) von 2 l/kg sowie zum Vergleich nach DIN EN 12457-4 mit einem W/F von 10 l/kg für die metallbefreiten mineralischen Fraktionen hergestellt (DIN 19529, 2015) (DIN EN 12457-4, 2003). Für die Bestimmung des metallischen Aluminiums wurde die Wasserstoffgasmethode mit entsprechender Reaktion nach Gl. 1 herangezogen.

$$2Al + 2OH^- + 2H_2O \rightarrow 2AlO_2^- + 3H_2 \quad (1)$$

Dabei wurde die HMV-Asche-Probe in eine 30 %e NaOH-Lösung gegeben. Das entstehende Wasserstoffgas wurde aufgefangen und sein Volumen erfasst. Anhand des Gasvolumens (ΔV), des Umgebungsdrucks (p), der Molmassen und Stoffmengen von Aluminium und Wasserstoff (M_{Al}, M_{H2}, n_{Al}, n_{H2}), der Umgebungstemperatur (T), der universellen Gaskonstante (R) und der Masse der HMV-Asche-Probe (m_{BA}) lässt sich die Menge an metallischem Aluminium nach Gl. 2 bestimmen.

$$Al\,[\%] = \frac{p \cdot \Delta V \cdot M_{Al} \cdot n_{Al}}{R \cdot T \cdot M_{H_2} \cdot n_{H_2} \cdot m_{BA}} \quad (2)$$

2.2 Aufbereitungsversuche

Um die Metalle aus den HMV-Aschen weitestgehend zurückzugewinnen und die Qualität der restlichen mineralischen Fraktion zu verbessern, wurden trockene und nasse Aufbereitungsversuche im Technikumsmaßstab durchgeführt. Dabei wurden unterschiedliche Aufbereitungsschritte wie Klassieren, Sortieren und Zerkleinern mehrstufig sowohl im Trockenen als auch im Nassen eingesetzt. Um das metallische Aluminium in der mineralischen Feinfraktion zu reduzieren, wurde diese mehrfach trocken und nass gemahlen und gesiebt. Für diese Versuche wurde die Fraktion 2-4 mm verwendet, da diese Fraktion die höchsten Konzentrationen an metallischem Aluminium aufwies.
Ergänzend zu den Aufbereitungsversuchen im Technikumsmaßstab wurde ein Aufbereitungsversuch im Pilotmaßstab anhand einer mobilen Aufbereitungsanlage für HMV-Aschen durchgeführt. Der Input und die Outputströme der Anlage wurden beprobt, um eine Bilanzierung der Anlage durchzuführen. Für die Materialflussanalysen zu den Aufbereitungsversuchen wurde die frei verfügbare Software STAN (o. D.) verwendet (Cencic & Rechberger, 2008).

3 ERSTE ERGEBNISSE

In Abb. 1 sind die Konzentrationen für die löslichen Salze Chlorid und Sulfat im Eluat (W/F 2 l/kg) der Rohaschen nach einer Metallabtrennung sowie die entsprechenden Grenzwerte nach der Ersatzbaustoffverordnung (EBV) dargestellt (EBV, 2021). Die Ergebnisse zeigen, dass die Grenzwerte für Cl und SO_4 für die Qualität HMVA-2 ohne weitere Aufbereitung eingehalten werden. Mit dieser Qualität kann die HMV-Asche z.B. als gebundene Deck- oder Tragschicht und als Verfüllung oder Frostschutzschicht unter gebundener Deckschicht verwertet werden. Zur Erreichung der besseren Qualität HMVA-1 ist eine Aufbereitung über die reine Metallrückgewinnung hinaus unabdingbar. Mögliche Nutzungen sind in diesem Fall Schutzwälle und Verkehrsdämme mit Bauweisen nach M TS E (FGSV, 2017).

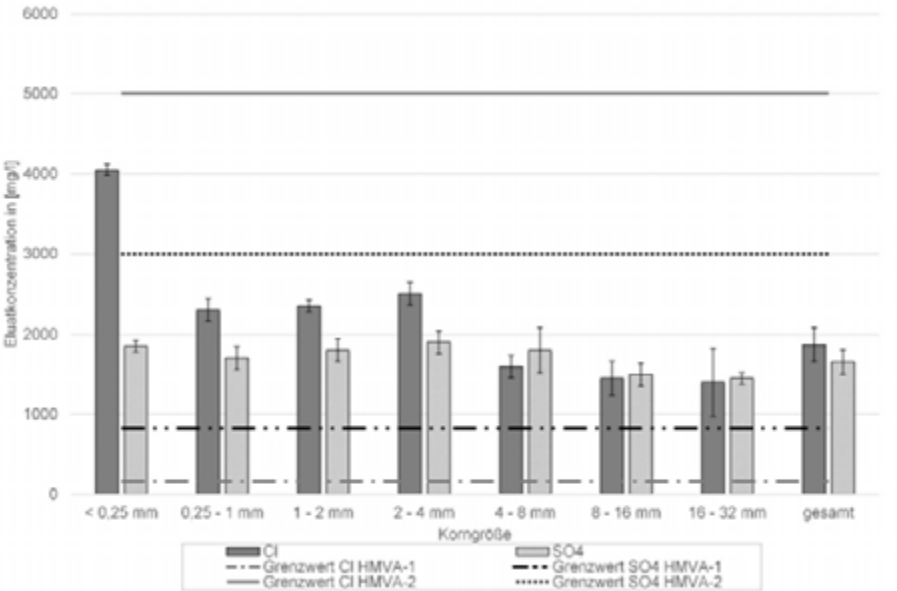


Abb. 1: Konzentration von Chlorid und Sulfat im Eluat (W/F 2 l/kg) in unterschiedlichen Korngrößenfraktionen

Die Verwertung von aufbereiteten HMV-Aschen nach der EBV wird durch die Bewertung der Konzentrationen an löslichen Salzen und Schwermetallen reguliert. Die Verwertung von HMV-Aschen im Beton wird in Deutschland nicht praktiziert und ist daher nicht geregelt. In den Niederlanden gibt es jedoch bereits Empfehlungsschriften, die den Einsatz aufbereiteter HMV-Aschen im Beton regeln. Ein relevanter Parameter in dieser Hinsicht ist der Gehalt an metallischem Aluminium, der demnach 0,2% nicht überschreiten darf (CROW-CUR-Empfehlung 128:2021, 2021). In den untersuchten Rohasche des MHKW Kassel wurde ein Gehalt an metallischem Aluminium von ca. 2,7 % für die Fraktionen unter 8 mm ermittelt, wobei die höchsten Aluminium-Konzentrationen in den Fraktionen 1-2 mm und 2-4 mm auftreten (vgl. Abb. 2).

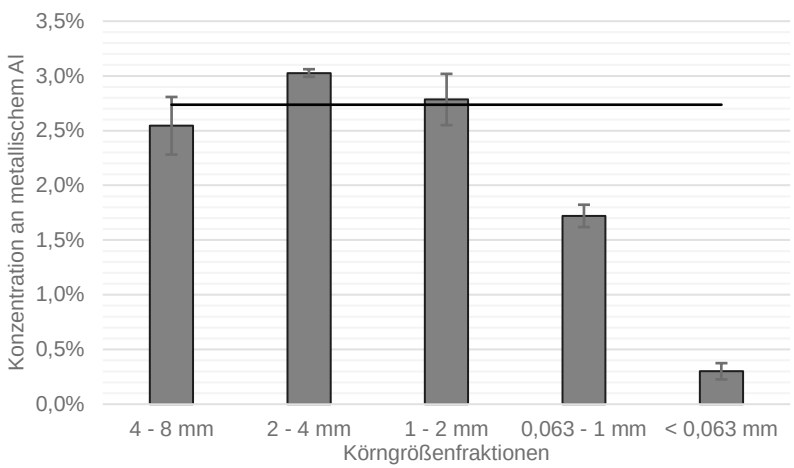


Abb. 2: Konzentration an Aluminium in unterschiedlichen Kornfraktionen unter 8 mm

Durch die Aufbereitungsversuche im Technikumsmaßstab konnte gezeigt werden, dass die Qualität der mineralischen Fraktion in Bezug auf das metallische Aluminium verbessert werden kann. Tab. 1 zeigt die Ergebnisse aus unterschiedlichen trockenen und nassen Aufbereitungskombinationen. Das metallische Al der Feinstfraktion < 0,25 mm konnte um bis zu 90% bezogen auf den

Input reduziert werden. Trotz der hohen Reduktion betrug der Restgehalt an metallischem Aluminium noch immer ca. 0,4%, was über der Vorgabe der CUR-Empfehlung (CUR Empfehlung 116:2017, 2017) liegt. Weitere Aufbereitungsschritte zur Reduktion des metallischen Aluminiums wären somit erforderlich. Diese können z.B. weitere Nassmahlschritte mit anschließender Siebung oder Waschen mit Lauge sein (Joseph et al., 2018).

Tab. 1: Konzentration an metallischem Aluminium im Input und in unterschiedlichen Output-Fraktionen nach trockener, nasser und trocken-nasser Aufbereitung

	Trockenes Verfahren	Nasses Verfahren	Trocken und nass
Input	3,3%	2,5%	4,2%
NE > 1 mm	57,4%	50,8%	56,6%
< 0,25 mm	0,37%	0,43%	0,44%
0,25 -1 mm	13,3%	21,4%	13,8%

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die ersten Untersuchungsergebnisse haben gezeigt, dass eine Verbesserung der Qualität der mineralischen Fraktion von HMV-Aschen durch multiple trockene und nasse Aufbereitungsschritte im Technikumsmaßstab möglich ist. Eine Herausforderung für die Nutzung der aufbereiteten HMV-Asche in Betonprodukten stellt weiterhin das metallische Aluminium dar. Zur weiteren Optimierung der Qualität der mineralischen Fraktion sind daher weitergehende Aufbereitungsversuche sowohl im Technikumsmaßstab als auch im Pilotmaßstab geplant.
Die optimierten mineralischen Grob- und Feinfraktionen werden anschließend zur Entwicklung von Betonrezepturen und Herstellung von Betonprodukten verwendet. Die erzeugten Betonproben werden umfangreich hinsichtlich ihrer technischen Eigenschaften untersucht. In der Endphase des Projekts wird schließlich die gesamte Aufbereitungs- und Verwertungskette der HMV-Aschen ökologisch bewertet und mit alternativen Verwertungspfaden verglichen.

LITERATUR

Cencic, O., & Rechberger, H. (2008). Material Flow Analysis with Software STAN. *Journal of Environmental Engineering and Management*, S. 5.

CROW-CUR-Empfehlung 128:2021. (2021). Füllstoff aus der Abfallverbrennung in unbewehrtem erdfeuchtem Beton.

CUR-Empfehlung 116:2017. (2017). AEC-Granulat als Gesteinskörnung für Beton.

DBU (o. D.) https://www.dbu.de/projekt_36064/01_db_2409.html

DIN 19529. (Dezember 2015). Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2 l/kg. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

DIN EN 12457-4. (Januar 2003). Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung - Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

EBV. (2021). Verordnung der Bundesregierung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung, Stand: 11.06.2021.

FGSV. (2017). M TS E: Merkblatt über Bauweisen für technische Sicherungsmaßnhamen beim Einsatz von Böden und Baustoffen mit umweltrelevanten Inhaltsstoffen im Erdbau. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V.

Gy, P. (1992). *Sampling of heterogeneous and dynamic material systems: Theories of heterogeneity, sampling, and homogenizing.* Amsterdam: Elsevier.

ITAD. (2021). *Jahresbericht 2021.* Düsseldorf: ITAD - Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.

Joseph, A. M., Snellings, R., van den Heede, P., Matthys, S., & Belie, N. d. (2018). The Use of Municipal Solid Waste Incineration Ash in Various Building Materials: A Belgian Point of View. *Materials*, S. 30.

STAN (o. D) https://www.stan2web.net/

Vateva, I., & Laner, D. (2020). Grain-Size Specific Characterisation and Resource Potentials of Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Bottom Ash: A German Case Study. *Resources*, S. 25.

Flotative Kupferrückgewinnung aus Rostaschen der thermischen Abfallverwertung

S. Keber[1], M. Müller[1], T. Elwert[2] & D. Goldmann[1]
[1)] TU Clausthal, Institut für Aufbereitung, Recycling und Kreislaufwirtschaftssysteme, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland
[2)] Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Beim aktuellen Stand der Technik wird aus den Feinfraktionen der Rostaschen aus der Abfallverbrennung Kupfer nur unzureichend zurückgewonnen. Die Kupferanreicherung in den Feinfraktionen wird dadurch erschwert, dass ein signifikanter Teil nicht in metallischer Form, sondern als Oxide oder andere mineralischen Verbindungen vorliegt. Ein möglicher Ansatz könnte die Flotation der Aschen sein. Daher wurde Untersuchung zu Thioharnstoff, Thiophosphat und Thiocarbamat basierten Sammlern anhand synthetischer Aschebesandteilen durchgeführt. Diese zeigten, zwar einen flotierbarkeit des Kupfers aber auch Interaktionen mit den Matrixbestandteilen, wie Gips und Zement. Daher wurde organische Drücker erprobet, die Kupferausbringen und Anreicherung deutlich steigern konnten.

1 EINLEITUNG

In den vergangenen Jahrzehnten stiegen sowohl die Nachfrage nach als auch die Produktion von Kupfer stetig an. Es ist davon auszugehen, dass sich dieser Trend fortsetzen wird, insbesondere vor dem Hintergrund der Energie- und Verkehrswende. Inzwischen wird davon ausgegangen, dass in den nächsten Jahrzehnten ein "Peak-Kupfer" erreicht wird, was bedeutet, dass die Verfügbarkeit von Kupfer aus primären Rohstoffquellen abnehmen wird (Northey et al. 2014).
Vor diesem Hintergrund nimmt die Bedeutung des Kupferrecyclings weiter zu. Während für metallische Kupferschrotte die Recyclingwege etabliert und Stand der Technik sind, ist die Rückgewinnung von Kupfer aus feinkörnigen Prozessrückständen noch Gegenstand der Forschung. In diesen Prozessrückständen liegt das Kupfer oft nicht in seiner metallischen Form vor und weist daher größere Ähnlichkeiten mit Kupfererzen als mit Kupferschrotten auf. Daher scheint die Aufbereitung dieser "synthetischen Erze" mittels Flotation ein vielversprechender Ansatz zu sein. Allerdings unterscheiden sich die Prozessrückstände sowohl in der Bindungsform des Kupfers als auch in der Zusammensetzung der Matrix oft deutlich von natürlichen Erzen, sodass hier noch erheblicher Forschungsbedarf besteht (Breitenstein et al. 2017, Keber et al. 2020).
Ein Beispiel für einen solchen Rückstand, der für die Rückgewinnung von Kupfer von Interesse sein könnte, ist die Rostasche aus der Verbrennung von Siedlungsabfällen (Municipal solid waste incineration bottom ash; MSWI-BA). Die Aufbereitung der Asche ist in den einzelnen Ländern der EU sehr unterschiedlich. Während in einigen Ländern keine Aufbereitung oder nur eine Abtrennung von Eisenmetallen erfolgt, wird sie in anderen Ländern, wie in Deutschland, fast vollständig aufbereitet und recycelt (Neuwahl et al. 2019). Die industrielle Aufbereitung von MSWI-BA umfasst in der Regel Sieben, Brechen, Sichten, manuelles Sortieren sowie Magnet- und Wirbelstromabscheidung, um Metalle zurückzugewinnen und definierte mineralische Produkte herzustellen. Während die angewandten Arbeitsschritte ähnlich sind, kann der detaillierte Aufbau der einzelnen Aufbereitungsanlagen variieren. Gemein ist aber allen Anlagen, dass sie das Kupfer aus den Feinfraktionen nur eingeschränkt zurückgewinnen können, insbesondere wenn dieses aufgrund des Verbrennungsprozesses nicht mehr in metallischer Form vorliegt (Breitenstein et al. 2017, Böni & Morf 2018, Stockinger 2018, Syc et al. 2018, Keber et al. 2020).
Aufgrund der geringen Partikelgröße der Kupferpartikel und der hohen Komplexität der MSWI-BA (Keber et al. 2020) stellt der Versuch, das Kupfer durch Flotation aufzukonzentrieren, einen interessanten Forschungsansatz dar. Da jedoch bisher nur wenige Erfahrungen aus ersten Tastversuchen vorliegen, müssen detaillierte Versuche zum Flotationsverhalten der Kupferphasen und zum Verhalten der Matrix durchgeführt werden.

2 CHARAKTERISIERUNG

Frühere Untersuchungen zeigten, dass auch nach der mechanischen Aufbereitung der Fraktion kleiner als 2 mm noch relevante Mengen an Kupfer in der MSWI-BA vorhanden sind. Daher wurden erste Flotationsversuche durchgeführt, die zwar prinzipielle Machbarkeit, aber noch unzureichende Ergebnisse zeigten (Breitenstein et al. 2017).
Um ein besseres Verständnis der Flotationseigenschaften zu erlangen, wurde eine detaillierte chemische und mineralogische Charakterisierung durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde eine Probenahmekampagne durchgeführt. Es wurden Proben von Rostaschen der Fraktion kleiner 2 mm genommen und nach dem an der TU Clausthal entwickelten RENE Adapt-Verfahren aufbereitet. Die verbleibende Feinfraktion wurde hinsichtlich ihrer chemischen und mineralogischen Zusammensetzung charakterisiert. Die Einzelheiten der Untersuchungen können der Veröffentlichung von Keber et al. (2020) entnommen werden. An dieser Stelle sollen nur die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst werden.
Die chemische Analyse ergab einen Kupfergehalt zwischen 2604 und 3125 ppm. Da die Proben über mehrere Monate entnommen wurden, scheint es im Laufe der Zeit zu leichten Schwankungen zu kommen.
Die mineralogischen Analysen wurden mit einer Elektronenstrahl-Mikrosonde durchgeführt. Es wurde kein reines Kupfer in metallischer Form gefunden. Das Kupfer ist überwiegend als Oxide gebunden. In geringerem Maße kann Kupfer als Kupfersulfid gefunden werden, wobei diese Partikel mit einer Kupferoxidschicht überzogen sein können. Die kupferhaltigen Partikel weisen deutliche Unterschiede in ihrer Morphologie und Größe auf. Die Partikel weisen häufig scharfe Bruchkanten und Risse auf, was wahrscheinlich auf die schnelle Abkühlung im Nassentschlacker nach der Verbrennung zurückzuführen ist. An einigen Partikeln wurde eine Rekristallisation beobachtet, was auf eine Bildung während der Verbrennung hindeutet. Neben Kupfer können auch andere Elemente wie Zink und Eisen in den Partikeln vorkommen. Aufgrund des schnellen Verbrennungsprozesses wird das thermodynamische Gleichgewicht oft nicht erreicht, was zu einer räumlichen Verteilung der Elemente in den Partikeln führt.
Die Untersuchungen zeigen ein hohes Potenzial der MSWI-BA hinsichtlich der Gewinnung von Kupfer. Allerdings auch eine sehr hohe Komplexität der mineralogischen Zusammensetzung. Zur Entwicklung eines Aufbereitungsverfahrens sollte der Fokus auf den Verbindungen Kupfer(II)-oxid, Kupfer(I)-oxid und im geringeren Maße Kupfersulfid liegen, die den natürlich vorkommenden Mineralen Cuprit, Tenorit und Covellit entsprechen.
In geringeren Teilen konnte Kupfer auch als Nebenbestandteil anderer Partikel gefunden werden. Teilweise ist das Kupfer auch neben anderen Metallen in Glaspartikeln eingeschmolzen. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Kupferanteil nicht für eine mechanische Aufbereitung zugänglich ist.
Mithilfe von P-XRD konnten die Hauptphasen der Asche bestimmt werden. Diese sind Quarz, Calcit, Ettringit, Anhydrit und Gips. Es ist davon auszugehen, dass diese ihren Ursprung in Baumaterialien wie Beton haben. Ein weiterer wesentlicher Bestandteil der Asche ist Glas. Dieses dürfte aus entsorgten Glasbehältern und -waren stammen.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Material

Die verwendeten Sammler wurden von FMC bzw. Cytec zur Verfügung gestellt.
Kupferoxid wurde aus Kupferpulver synthetisiert. Als Ausgangsmaterial wurde Kupferpulver mit einer Teilchengröße zwischen 50 und 100 µm und einer Reinheit von mindestens 99 % verwendet. Das Pulver wurde von der Carl Schlenk AG bezogen.
Das Kupfer wurde thermisch oxidiert, um die Bildung während des Verbrennungsprozesses nachzubilden. Dazu wurde das Kupfer zunächst zweimal in einem Muffelofen bei 400 °C für eine Stunde geröstet. Danach folgte ein weiterer Durchgang bei 900 °C. Zwischen den einzelnen Durchgängen wurde das Material in einem Mörser desagglomeriert. Während die ersten beiden Durchgänge die Agglomeration und Versinterung des Materials verhindern sollen, sind Temperatur und Verweilzeit im letzten Durchgang entsprechend den Bedingungen bei der

Müllverbrennung gewählt. Auf diese Weise sollen Oberflächen geschaffen werden, die dem ursprünglichen Material so ähnlich wie möglich sind. Da das so entstandene Kupferoxid eine Mischung aus Kupfer(I)- und Kupfer(II)-oxid darstellt, wurden für die Kontaktwinkelmessungen noch reine Materialproben von der Carl Roth AG beschafft.
Bei den bisherigen Untersuchungen konnten Zement, Quarz, Gips und Glas als Matrix identifiziert werden. Die ersten drei stammen aus Baumaterialien, während es sich bei dem Glas um Flaschen und andere Glaswaren handelt. Um eine chemische Zusammensetzung zu erreichen, die dem ursprünglichen Material so ähnlich wie möglich ist, wurden keine reinen Mineralproben verwendet. Stattdessen wurden die gleichen Quellen wie in der Bauindustrie verwendet.
Für den Zement wurde handelsüblicher Portlandzement gewählt. Dieser wurde mit einer geeigneten Menge Wasser abgebunden und anschließend zerkleinert. Bei dem Gips handelt es sich um einen Modell-Gips. Dieser wurde ebenfalls abgebunden und zerkleinert. Als Glas wurde Altglas, vorwiegend in Form von Flaschen- und Behälterglas, verwendet. Die Materialien wurden zunächst mit Backenbrecher und Walzenmühle zerkleinert und anschließend mit einer Stabmühle auf die angestrebte Partikelgröße von <160 µm gemahlen. Partikel, die größer als 160 µm waren, wurden abgesiebt. Anschließend wurde das Glas geglüht, um eine Verunreinigung mit organischen Stoffen auszuschließen. Quarzsand wurde von der Carl Roth AG in einer Korngröße zwischen 0,4 und 0,8 mm bezogen und direkt in der Stabmühle zerkleinert.
Für die Flotationsversuche wurde aus den Einzelkomponenten eine generische Mischung anhand der Analysen der Rostaschen in folgendem Verhältnis hergestellt: 45 % Glas, 28 % Gips, 20% Quarz und 7 % Zement. Anschließen wurde Kupferoxid so zugegeben, dass sich ein Kupfergehalt von 1 % ergibt.

3.2 Methoden

Für Flotationsuntersuchungen wird ein modifizierter Hallimondtube verwendet. Die Luft wird über eine Kapillare zugeführt, um möglichst kleine Blasen zu erhalten. Ein Magnetrührer hält die Partikel in der Schwebe und verwirbelt die Blasen. Es wird 1 g Feststoff verwendet. Dieser wird zunächst außerhalb des Hallimondtubes in einem Becherglas unter Rühren mit dem jeweiligen Sammler für 5 Minuten konditioniert und dann überführt. Nach der Flotationszeit von 7 Minuten wird der Feststoff entwässert und nach dem Trocknen gewogen. Der Luftdurchsatz wird bei allen Versuchen mithilfe eines Schwebekörper-Messgerätes konstant gehalten. Um einen geeigneten pH-Wert sicherzustellen, wurde eine NaOH-Lösung mit einer Konzentration von 0,1 mmol/l verwendet. Die Versuchsparameter wurden auf der Grundlage von Erfahrungen aus früheren Versuchen festgelegt.
Zur Bestimmung des Kontaktwinkels nach der Washburn-Methode wurde das Tensiometer DCAT25 der DataPhysics Instruments GmbH verwendet.
Für die Messung des Kontaktwinkels nach der Behandlung mit den Sammlern wird die Konditionierung in gleicher Weise wie bei den Flotationsversuchen durchgeführt. Nach der Konditionierung wurde der Feststoff entwässert und bei 40 °C unter Vakuum getrocknet, um eine Oxidation des Sammlers zu verhindern.
Die Flotationsversuche an den generischen Mischungen wurde in einer mechanischen Flotationsmaschine vom Typ Denver mit einem Volumen von 125 ml durchgeführt. Bei der Maschine handelt es sich um eine Eigenkonstruktion des IFADs.

4 VERSUCHSERGEBNISSE

In diesem Abschnitt sollen beispielhaft einige Ergebnisse von Untersuchungen zur Flotierbarkeit der Rostaschen anhand synthetischer Aschesysteme für vier ausgewählte Sammler aus verschiedenen Sammlergruppen dargestellt werden. Für die Gruppe der Thioharnstoff-basierten Sammler wurde S-n-Dodecyl-iso-thioharnstoff (ab hier kurz Thioharnstoff) untersucht. Als Vertreter der Thiophosphat-basierten Sammler wurde Danafloat 245 ausgewählt und Cyctec AREO 3473 und AERO MX-5160 als Thiocabarmat-basierte Mischungen. Diese Sammler wurden aus einer Vielzahl weiterer Sammler mittels Sammlerscreening ausgewählt.

4.1 Untersuchung der Selektivität mittels Kontaktaktwinkel

Um die Selektivität der Sammler gegenüber der Matrix zu bestimmen, wurden Kontaktwinkel mittels der Washburn Methode bestimmt. Hierbei ist zu beachten, dass der so gemessene Kontaktwinkel den Winkel während des Vorgangs der Benetzung darstellt und somit nicht die Bedingungen während der Flotation wiedergibt. Dennoch können so Hinweise auf die Interaktion des Sammlers mit dem jeweiligen Feststoff gewonnen werden. Da die Messung auf dem Kapillareffekt beruht ist es nicht möglich Kontaktwinkel von hydrophoben Oberflächen zu bestimmen, daher wird der Kontaktwinkel lediglich mit >90° angegeben. Die Messergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Kontaktwinkel mit und ohne Behandlung mit ausgewählten Sammlern

	CuO	Cu_2O	Quarz	Zement	Gips	Glas
Ohne Sammler	42°	>90°	0°	59°	0°	0°
Thioharnstoff	>90°	>90°	>90°	59°	87°	>90°
AERO 3473	>90°	>90°	0°	52°	88°	0°
AERO MX-5160	>90°	>90°	0°	35°	82°	0°
Danafloat 245	>90°	>90°	0°	32°	75°	24°

Mit der Ausnahme von Zement weist Kupfer(II)-oxid einen höheren Kontaktwinkel auf, als die Matrixbestandteile. Der Kontaktwinkel von Kupfer(I)-oxid liegt bereits ohne Sammlerbehandlung über 90°. Dieses stellt einen Hinweis dar, dass die Flotierbarkeit des Kupfers von dem Oxidationsgrad der Rostaschen abhängig sein könnte. Dieses deckt sich ebenfalls mit ersten Versuchen an synthetischen Aschesystemen mit unterschiedlich stark oxidiertem Kupfer.
Nach der Sammlerbehandlung weist auch Kupfer(II)-oxid in allen Fällen einen Kontaktwinkel von >90° auf, was die Ergebnisse aus dem Sammlerscreening bestätigt. Bei den Matrixbestandteilen fallen zunächst die hohen Kontaktwinkel von Quarz und Glas nach der Behandlung mit dem Thioharnstoff auf, diese liegen ebenfalls bei über 90°. Es kann also eine Interaktion des Sammlers mit SiO_2 vermutet werden. Da außerdem ein hydrophobierender Effekt bei Gips beobachtet werden kann, scheint der Thioharnstoff weniger geeignet zu sein als die anderen untersuchten Sammler.
Alle untersuchten Sammler weisen eine hydrophobierende Wirkung auf Gips auf. Dies kann zu Fehlausträgen und einer Verringerung der Kupferanreicherung bei der Flotation führen. Die Kontaktwinkelmessung decken sich auch hier mit Beobachtungen aus Flotationsversuchen, bei denen gipshaltiger Schaum festgestellt werden konnte. Ein Einsatz von Drückern wird somit für eine erfolgreiche Flotation unabdingbar sein.
Im Falle von Zement ist eine hydrophilierende Wirkung des Sammlers zu beobachten. Eine Ausnahme stellt der Thioharnstoff dar. Der zugrundeliegende Mechanismus konnte bisher noch nicht abschließend geklärt werden. Eine mögliche Erklärung könnten Reaktionen mit Zusatzstoffen im Zement sein, die z.B. zum Einstellen der Abbindezeit zugeben werden. Da der Thioharnstoff als einziger der untersuchten Sammler als Reinstoff vorliegt, während die anderen Sammler als vorgelöste Mischungen bezogen wurden, kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass weitere Bestandteile als der eigentliche Sammler diesen Effekt verursachen.

4.2 Einfluss von Ca+ Ionen

Da bei Flotationsversuchen mit synthetischen Mischungen in einer mechanischen Flotationszelle Probleme bei der Hydrophobierung des Kupferoxids festgestellt werden konnten, ist der Einfluss gelöster Ionen auf die Sammler genauer untersucht worden. Hierzu wurde zunächst mittels ICP-OES analysiert, welche Ionen in Lösung gehen. In signifikanten Mengen konnten Calcium, Kalium und Natrium nachgewiesen werden, wobei Calcium in Sättigung vorliegen kann. Durch Versuche im Hallimondtube mit generischen Lösungen konnte Calcium als Haupteinflussfaktor identifiziert werden. Abbildung 1 zeigt die Kupferoxidausbrigen unter Verwendung einer sulfatischen Lösung mit 500 mg/l Ca^+ im Vergleich zu einer Lösung mit 100 g/l Na^+. Die Natriumlösung wurde aufgrund des nahezu gleichen pH-Wertes als Vergleich gewählt.

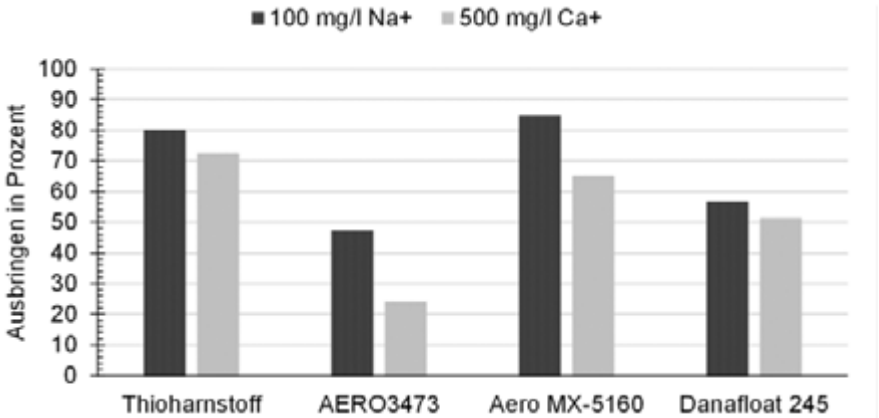


Abb. 1: Kupferausbringen für verschiedene Sammler im Hallimondtube bei Anwesenheit von Na^+- bzw. Ca^+-Ionen. Sammlerdosierung 6 kg/t

Bei allen untersuchten Sammlern wird das Ausbringen durch die Anwesenheit der Ca^+-Ionen verringert. Von diesem Effekt ist insbesondere der Sammler AERO 3473, bei dem sich das Ausbringen in etwa halbiert, betroffen. Der Thioharnstoff und Danafloat 245 sind kaum betroffen und das Ausbringen sinkt nur leicht.

4.3 Flotation von generischer Mischung und Auswirkung von Drückern

Da aus Hallimondtube-Versuchen bekannt war, dass Ca^+-Ionen einen Einfluss auf die Sammler haben und aus den Kontaktwinkelmessungen und vorhergehenden Flotationsversuchen ebenfalls bekannt war, dass die Sammler mit Zement und Gips interagieren, wurden verschiedene Drücker erprobt. Der Literatur ist zu entnehmen, dass bei calciumhaltigen Mineralen organische Drücker eingesetzt werden können (Bulatovic, 2010). Von den getesteten Drückern sollen an dieser Stelle die Ergebnisse von Alginsäure und Carboxymethylcellulose (CMC) vorgestellt werden. Abbildung 2 zeigt Kupferausbringen und Kupferanreicherung für den Sammler AERO 3473.

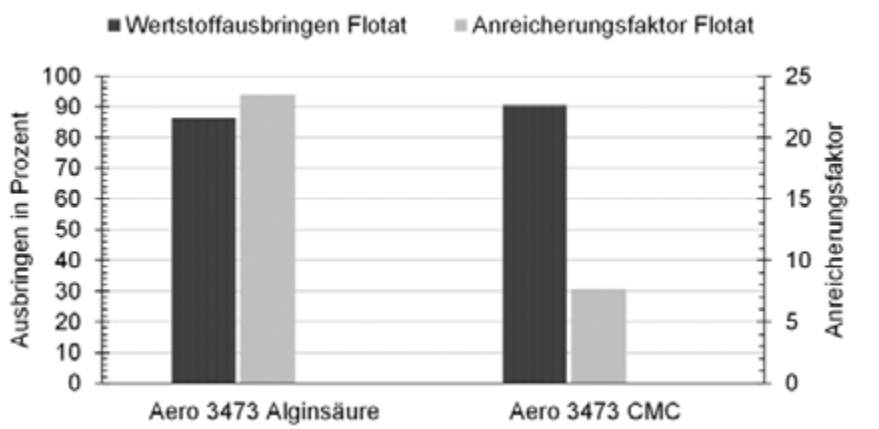


Abb. 2: Kupferausbringen und -anreicherung unter Verwendung von 1000/t Alginsäure bzw.500 g/t Carboxymethylcellulose als Drücker. Flotationsparameter: 1200 g/t AERO 3473, 50 g/t Flotanol C07, pH 10,5

Ohne eine Zugabe von Drückern kann keine nennenswerte Hydrophobierung des Kupferoxids festgestellt werden. Es findet kaum ein Austrag an Kupfer in das Flotat statt und so wird im Flotat das Kupfer stark abgereichert. Durch Zugabe von Alginsäure können die negativen Effekte nahezu aufgehoben werden. Es konnte ein Ausbringen von 86,26 % bei einem Anreicherungsfaktor

von 23,49 erreicht werden. Mit CMC konnte das Wertstoffausbringen mit 90,45 % sogar noch übertroffen werden, allerdings bei einer deutlichen geringeren Anreicherung von nur 7,65.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Untersuchungen zur Charakterisierung der Feinfraktionen der Rostaschen zeigen eine sehr hohe Komplexität. Kupfer konnte überwiegend gebunden in Oxiden gefunden werden, zu kleineren Teilen auch als Kupfersulfid. Ein geringer Teil liegt auch als Nebenbestandteil anderer Verbindungen oder eingeschmolzen in Glas vor. Bei der Entwicklung eines Flotationsprozesses, sollte somit das Hauptaugenmerk auf die Oxidphasen gelegt werden.
Die Untersuchungen zur Flotierbarkeit zeigen, dass einige der thioharnstoff-, thiophosphat-und thiocarbamatbasierten Sammlern für die Flotation von Rostaschen geeignet sein könnten. Aufgrund von Effekten, die von Bestandteilen der Matrix, insbesondere Gips und Zement verursacht werden, scheint der Einsatz von Drückern unabdingbar. Als Drücker geeignet scheinen verschiedene organische Verbindungen wie zum Beispiel Alginsäure.
Aufgrund der hohen Komplexität der Aschen kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei den hier dargestellten Untersuchungen an synthetischen Materialien noch nicht alle Effekte festgestellt werden konnten und somit bei einer Übertragung auf originale Rostasche das Flotationsregime weiter angepasst werden muss, oder weiter Reagenzien zum Einsatz kommen müssen.

LITERATUR

Böni, D., & Morf, L. (2018). Thermo-Recycling. In O. Holm, *Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash* (S. 25–37). Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH.

Breitenstein, B., Elwert, T., Goldmann, D., Haas, A., Schirmer, T., & Vogt, V. (2017). Froth Flotation of Copper and Copper Compounds from Fine Fractions of Waste Incineration Bottom Ashes. *Chemie Ingenieur Technik, 89*(1-2), S. 97–107.

Bulatovic, S. M. (2010). *Handbook of flotation reagents* (1. ed. Ausg.). Amsterdam: Elsevier.

Keber, S., Schirmer, T., Elwert, T., & Goldmann, D. (2020). Characterization of Fine Fractions from the Processing of Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ashes for the Potential Recovery of Valuable Metals. *Minerals, 10*(10), S. 838.

Neuwahl Frederik, Cusano, G., Benavides, Holbrook, Simon, & Roudler Serge. (2019). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration*. (Publications Office of the European Union, Herausgeber, & European IPPC Bureau, Produzent) Von http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2020-01/JRC118637_WI_Bref_2019_published_0.pdf abgerufen

Northey, S., Mohr, S., Mudd, G. M., Weng, Z., & Giurco, D. (2014). Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources, Conservation and Recycling, 83*, S. 190–201.

Stockinger, G. (2018). Direct Wet Treatment of Fresh, Wet-Discharged Grate Ash from a Waste Incineration Plant. In O. Holm, *Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash* (S. 47–52). Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH.

Syc, M., Simon, F.-G., Biganzolli, L., Grosso, M., & Hyks, J. (2018). Recource Recorvery from Incineration Bottom Ash: Basics, Concepts, Principles. In O. Holm, *Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash* (S. 1–9). Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH.

Abtrennung, Charakterisierung und Verwertungsmöglichkeiten von Glas aus Bettaschen

J. Mühl[1], F. Feher[1], S. Skutan[2], G. Stockinger[3], G. Weingrill[4] & J. Lederer[1]
[1)] TU Wien, CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich
[2)] Ingenieurbüro Stefan Skutan e.U., St. Andrä-Wördern, Österreich
[3)] Brantner Österreich GmbH, Krems, Österreich
[4)] Binder+Co AG, Gleisdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Bettaschen aus der Müllverbrennung bestehen im Wesentlichen aus den Fraktionen Metall, Glas und sonstige inerte Materialien. Nach Abtrennung der Metalle wird der Großteil der Aschen üblicherweise deponiert. Große Mengen Glas gehen dadurch für das Recycling verloren. Im Rahmen einer Voruntersuchung wurden Bettaschen aus drei österreichischen Wirbelschichtverbrennungsanlagen an einer industriellen Bettaschebehandlungsanlage aufbereitet. Anschließend wurde das enthaltene Glas abgetrennt. In nur einem Abscheidungsdurchgang an einem sensorbasierten Sortierer konnten 59%, 64% bzw. 73% Glas aus der Bettaschenfraktion >8 mm abgetrennt werden. Eine Einzelkornsortierung der enthaltenen Glasfraktion zeigt, dass Störstoffanteile an Metall oder Keramik, Steine und Porzellan (KSP) sehr abhängig von den einzelnen Aschen sind und bei 3-29% liegen. Für ein hochwertiges Recycling in der Behälterglasindustrie werden jedoch weitaus niedrigere Störstoffgehalte gefordert. Um diese zu erreichen, sind weitere Aufbereitungsschritte zur KSP- und Metallabtrennung notwendig. Auch die Möglichkeit einer Abscheidung von Bleiglas und Glaskeramik sollte untersucht werden. Alternativ ist die Verwertung in der Bläh- oder Schaumglasproduktion möglich.

1 EINLEITUNG

In Österreich wurden 2019 über 2 Mio. Tonnen an gemischten Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen in elf dafür vorgesehenen Müllverbrennungsanlagen (MVAs) verbrannt (Bundesministerium für Klimaschutz 2021). Vier dieser Anlagen sind als Wirbelschichtfeuerung für die thermische Abfallbehandlung ausgeführt, die übrigen Anlagen sind Rostfeuerungen. Etwa 20-25 m-% des eingesetzten Abfalls bleiben nach der Verbrennung als fester Rückstand in Form von Flugaschen sowie gröberen Rost- bzw. Bettaschen zurück, wobei Rost- und Bettaschen nach ihrer Herkunft aus der Rostfeuerung (Rostaschen) bzw. der Wirbelschichtfeuerung (Bettaschen) unterschieden werden (Blasenbauer, et al. 2020). Beide Rückstände bestehen im Wesentlichen aus den Fraktionen Metall, Glas und sonstigem Inertmaterial wie Baustoffen oder Keramik, Steine und Porzellan (KSP). Rostaschen beinhalten zudem größere Anteile von verschmolzenen Agglomeraten (Mühl et al. 2022). Die übliche Behandlung dieser Verbrennungsrückstände in Österreich besteht in einer Aufbereitung zum Zwecke der Metallabtrennung. Die danach verbleibende Mineralikfraktion wird – trotz steigender Bestrebungen zur weiteren Verwertung – vorwiegend deponiert. Dies gilt, entgegen den Prinzipien von Abfallvermeidung und Kreislaufwirtschaft, auch für das in Bettaschen in großen Mengen und Anteilen vorliegende Glas.
Im Rahmen einer im *Christian Doppler Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft* am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien durchgeführten Voruntersuchung wurden Möglichkeiten zur Abtrennung und Verwertung von Glas aus Bettaschen untersucht sowie die dadurch erhaltenen Glasfraktionen hinsichtlich ihrer Recyclingfähigkeit charakterisiert. Hierzu wurden verschiedene Bettaschen aus österreichischen MVAs an einer industriellen Anlage aufbereitet. Aus der dadurch erhaltenen, weitgehend metallfreien Mineralikfraktion 8-35 mm wurde das enthaltene Glas im Technikumsmaßstab abgeschieden. Die erhaltene Glasfraktion wurde anschließend näher charakterisiert.

2 VERSUCH ZUR ABTRENNUNG VON GLAS AUS BETTASCHEN

Im Zuge eines Aufbereitungsversuchs wurden drei Bettaschen nach Stand der Technik an der Aufbereitungsanlage der Fa. Brantner Österreich GmbH im Nassverfahren behandelt. Die Mineralikfraktionen wurden in die Korngrößen 0-8 mm und 8-35 mm unterteilt und teilweise im Technikumsmaßstab einer zweiten Metallabscheidungsstufe unterzogen. Anschließend wurden die metallentfrachteten Fraktionen 8-35 mm einem sensorbasierten Glasabscheider zugeführt, um das enthaltene Glas abzutrennen. Der durchgeführte Aufbereitungsumfang sowie der Anlagenaufbau der Brantner-Anlage wurden von Mühl et al. in 2022 und Stockinger in 2016 näher beschrieben.
Bei der verwendeten Glassortieranlage handelte es sich um einen sensorbasierten Abscheider der Type Clarity glass® der Fa. Binder+Co AG, welcher im Durchlichtprinzip arbeitet. Die Sortiermaschine ist für eine industrielle Anwendung geeignet. Für die Versuchsdurchführung wurde die Anlage händisch beschickt. Um die Glasqualität im Falle der Erzeugung einer möglichst reinen Mineralikfraktion zu untersuchen, wurde eine Negativsortierung durchgeführt.
Trotz der Möglichkeiten zur Farbtrennung, Bleiglasabscheidung und mehrstufigen Glasabtrennung wurde im Rahmen des Versuchs lediglich ein Durchlauf zur Abscheidung von Glas aus der Mineralikfraktion durchgeführt, um daraus orientierende Ergebnisse zu erhalten. Die Ergebnisse basieren auf manueller Einzelkornsortierung sowie Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) der Glasfraktion.

3 CHARAKTERISIERUNG VON GLAS AUS BETTASCHEN

3.1 Erhaltene Glasmengen

Die erhaltenen Mengenverhältnisse bei der Glasausschleusung aus den aufbereiteten Bettaschefraktionen 8-35 mm sind in Tabelle 1 angegeben.

Tab. 1: Ergebnisse der Glasabscheidung aus der Mineralikfraktion der Bettaschen

	Anteil Glasfraktion (Durchlauf) [%]	Anteil Mineralik (Auswurf) [%]
Bettasche 1	59	41
Bettasche 2	64	36
Bettasche 3	73	27

Wie auch optisch erkennbar, besteht Bettasche zu großen Anteilen aus Glas. Aus der Fraktion 8-35 mm wurde jeweils mehr als die Hälfte Glas in nur einem Durchgang abgetrennt.
Zur Beurteilung der Qualität der erhaltenen Glasfraktionen wurden diese anschließend in jeweils drei Kornklassen gesiebt (4-8 mm, 8-16 mm und 16-35 mm) und mittels Einzelkornsortierung und Röntgenfluoreszenzspektroskopie auf dessen Zusammensetzung untersucht.

3.2 Einzelkornsortierung der Glasfraktionen

Die Einzelkornsortierung der Glasfraktionen wurde händisch durchgeführt. Dabei wurden die in Tabelle 2 angeführten Ergebnisse erzielt.

Tab. 2: Ergebnisse der Einzelkornsortierung der Glasfraktionen aus Bettaschen (Summe der einzelnen Kornklassen)

	Bettasche 1 [%]	Bettasche 2 [%]	Bettasche 3 [%]
Glas weiß / reinweiß	53	56	69
Glas grün	6	6	10
Glas braun / grünbraun	6	10	16
Glas sonstige	6	9	2
KSP	21	18	3
Metall	8	1	0

Die erhaltenen Glasfraktionen bestehen zum überwiegenden Anteil aus Weißglas. Bezüglich der enthaltenen Fremdstoffe in der Glasfraktion sind große Unterschiede bemerkbar. So weist

Bettasche 3 mit 3% nur sehr geringe Anteile an Metallen und KSP auf. Bettasche 1 jedoch, aus welcher ohnedies die geringste Glasmenge ausgeschleust wurde, enthält noch 21% KSP. Dieser Trend zeigt sich auch bei noch enthaltenen Metallen in der Glasfraktion.
Die Einzelkornsortierung der Mineralikfraktionen 8-35 mm nach der Metall- und Glasabscheidung zeigt zudem, dass das Glas in einem Abscheidedurchgang zu großen Teilen erfasst wurde und nur maximal 5,6% des gesamten Glases >8 mm in der Mineralikfraktion 8-35 mm zurückblieben.

3.3 Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA)

Teilmengen der drei Kornklassen jeder Glasfraktion wurden für eine RFA-Analyse auf eine Korngröße von < 500 µm gemahlen. Die Analyse mit einem Handgerät zur RFA lieferte die in Tabelle 3 auszugsweise dargestellten Ergebnisse.

Tab. 3: Ergebnisse ausgewählter Gesamtgehalte der Glasfraktion nach RFA-Analyse (NG: Nachweisgrenze)

	Sb [mg/kg]	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Co [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]
Bettasche 1	29	30	511	306	< NG	29	39
Bettasche 2	41	39	660	226	< NG	128	52
Bettasche 3	41	36	539	218	< NG	281	50

Bei den Ergebnissen der RFA-Analyse ist insbesondere der hohe Bleigehalt auffallend. Dieser überschreitet die Vorgabe der Behälterglasindustrie, welche bei 200 mg/kg für Blei und andere Metalle (Cd, Cr(VI), Hg) liegt (Bundesverband Glasindustrie e.V. 2014). Der erhöhte Wert im Vergleich zu reinem Verpackungsglas ist jedoch gewissermaßen nicht überraschend, da Spezialgläser wie Bleiglas bei korrekter Mülltrennung im Restmüll zu entsorgen sind.
Anzumerken ist, dass eine Abtrennung einiger Spezialgläser, wie Bleiglas oder hitzebeständiges Glas, mittels moderner Sortiermaschinen bereits möglich ist. Dies wurde im Zuge dieses Versuchs ebenso wenig wie eine erweiterte, aber grundsätzlich mögliche, Störstoffausschleusung durchgeführt. Zusätzliche Aufbereitungs- und Abtrennungsschritte könnten jedoch zur Senkung der genannten Schadstoffgehalte beitragen. Auch in der Aufbereitung von Verpackungsglas aus der getrennten Sammlung sind mehrstufige Störstoffabscheidungen üblich und erforderlich.

4 POTENTIELLE VERWERTUNGSMÖGLICHKEITEN VON GLAS AUS BETTASCHEN

Die hochwertigste Verwertungsoption für Glas aus Bettaschen stellt die Rückführung in die Behälterglasindustrie dar. Es sollte daher oberstes Ziel im Sinne der Kreislaufwirtschaft sein, das Glas in diesen Verwertungspfad rückzuführen. Für den Einsatz in der Glasschmelze müssen jedoch mehrere Kriterien erfüllt werden (siehe Abschnitt 3), welche neben der Glasabtrennung aus den Bettaschen auch weitere Aufbereitungsschritte der Glasfraktion erforderlich machen.
Potentiell für die Verwertung problematisch sind die Metallgehalte, welche von der Glasindustrie mit 5 g/t begrenzt sind (Bundesverband Glasindustrie e.V. 2014). Ähnliches gilt für die teilweise hohen KSP-Gehalte, welche auch in den einzelnen gesiebten Glasfraktionen durchgehend >1% liegen und bis zu 24% reichen. Diese Ergebnisse erlauben ohne weitere Aufbereitungsschritte noch keine Rückführung in die Verpackungsglaserzeugung. Zudem sind schwankende Qualitäten der Glasfraktion für den industriellen Einsatz in der Verpackungsglaserzeugung hinderlich. Bei der Durchführung der Voruntersuchung lag jedoch der Fokus auf einer möglichst reinen Mineralikfraktion in nur einem Abscheidungsdurchgang. Zusätzliche Aufbereitungsschritte der Glasfraktion (Positivsortierung, mehrstufige Störstoffabtrennung, zusätzliche Abscheidung von Blei- und hitzebeständigem Glas) können allerdings zur Anhebung der Glasreinheit beitragen.
Gegenüber Störstoffen weniger empfindlich ist die Verwertung des Glases im Bauwesen, beispielsweise in der Produktion von Schaum- oder Blähglas. In diesen Anwendungen sind Versuche erforderlich, um die praktische Tauglichkeit der Glasfraktion aus Bettaschen für diesen Einsatzfall zu prüfen. Selbiges gilt für die mögliche Nutzung von gemahlenem Altglas in der Zement- und Betonerzeugung, welche aufgrund der puzzolanischen Eigenschaften von Glasmehl von Aliabdo et al. in 2016 genannt wird. Dieser Verwertungsweg kann mit Glas aus Bettaschen ebenfalls untersucht werden. Mit den Einsätzen im Bauwesen ist jedoch ein gewisser Grad an Downcycling verbunden.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass Bettaschen aus der Wirbelschichtfeuerung zu einem wesentlichen Anteil aus Glas bestehen, welches im Sinne der Schließung von Kreisläufen einer Verwertung zugeführt werden sollte. Bereits vorhandene Technologien sind in der Lage, das Glas von der übrigen Mineralikfraktion abzuscheiden. In Abhängigkeit der Herkunft der behandelten Bettaschen unterscheiden sich die enthaltenen Glasanteile sowie die Mengen der mit der Glasfraktion ausgetragenen Störstoffe (Metalle, KSP). Die untersuchte Bettasche 3 wies im Vergleich mit den anderen Bettaschen nicht nur die höchsten Glasanteile auf (73%), sondern auch den deutlich geringsten Störstoffanteil (3%) der gewonnenen Glasfraktion, was ein Recycling besonders attraktiv macht. Die Verwertung des im Restmüll enthaltenen Glases bringt nicht nur ökologische Vorteile, sondern ermöglicht auch eine Erhöhung der Recyclingquoten für Altglas sowie für Siedlungsabfall. Je nach angestrebtem Verwertungsweg wird es jedoch noch erforderlich sein, weitere Behandlungsschritte der aus Bettaschen abgetrennten Glasfraktion durchzuführen. Insbesondere die Rückführung in die Verpackungsglasindustrie erfordert die Einhaltung strenger Qualitätskriterien, beispielsweise hinsichtlich Störstofffreiheit. Eine erweiterte Abtrennung von Metallen und KSP, aber auch die Ausschleusung von Bleiglas und Glaskeramik sind technisch möglich. Hierzu sind weiterführende Versuchsdurchgänge vorgesehen.

6 DANKSAGUNG

Der vorliegende Beitrag ist Teil der Forschungsinitiative *CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft* am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien. Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort und die Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung sowie die Christian Doppler Forschungsgesellschaft. Gleichzeitig bedanken wir uns bei unseren Unternehmenspartnern Abfallbehandlung Ahrental GmbH, Altstoffrecycling Austria AG, Borealis AG, Brantner Österreich GmbH, Lenzing AG, Linz Service GmbH, MM Board and Paper AG, OMV Downstream GmbH, Wien Energie GmbH und Wopfinger Transportbeton Ges.m.b.H., sowie bei der Magistratsabteilung Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark der Stadt Wien (MA 48). Zudem danken wir den Firmen IFE Aufbereitungstechnik GmbH und Binder+Co AG für ihre Unterstützung.

LITERATUR

Aliabdo, A. A., Abd Elmoaty, A. E., & Aboshama, A. Y. (2016) Utilization of waste glass powder in the production of cement and concrete. *Construction and Building Materials 124*, pp. 866–877.

Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M. J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., . . . Ke. (2020) Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. *Waste Management Volume 102*, pp. 868-883.

Bundesministerium für Klimaschutz, U. E. (2021) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021 (Referenzjahr 2019).* Wien.

Bundesverband Glasindustrie e.V., B. B.-,.-u.-B. (2014) Leitlinie „Qualitätsanforderungen an Glasscherben zum Einsatz in der Behälterglasindustrie“ - Standardblatt T 120.

Mühl, J., Feher, F., Skutan, S., Stockinger, G., & Lederer, J. (2022) Rost- oder Wirbelschichtfeuerung bei Abfallverbrennungsanlagen: Was ist aus Sicht der Kreislaufwirtschaft von MVA-Aschen zu bevorzugen? In S. Thiel, E. Thomé-Kozmiensky, D. G. Senk, H. Wotruba, H. Antrekowitsch, & R. Pomberger, *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 9* (S. 228–245). Nietwerder.

Stockinger, G. (2016) Nassaufbereitung von Abfallverbrennungsaschen - Betriebsergebnisse einer großtechnischen Anlage in Österreich. In K. J. Thomé-Kozmiensky, *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle* (pp. 207–222). Neuruppin.

Aufbereitungstechnische Charakterisierung von Reststoffen der Stahlwerksindustrie

L. Marousek[1], H. Flachberger[1], C. Sorger[2] & T. Griessacher[2]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich
[2)] Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH mit dem Standort inmitten von Graz ist ein traditionsreiches Unternehmen, welches Betonstahl produziert und hierfür 100 % Schrott einsetzt. Dieser Schrott wird in einem Elektrolichtbogenofen erschmolzen, metallurgisch nachbearbeitet und als Rohstahl zu sogenannten Knüppeln vergossen und im Walzwerk weiterverarbeitet. Die Marienhütte ist mit einer Jahresproduktion von rund 400.000 Tonnen Betonstahl auch eines der größten Recyclingunternehmen Österreichs.
Trotz einer hohen internen sowie externen Recyclingquote fallen während des Herstellungsprozesses Reststofffraktionen an, die derzeit nur eine bedingte oder keine weitere Verwendung finden oder aus Gründen der enthaltenen Komponenten deponiert werden und damit Mehrkosten verursachen. Im Speziellen ergeben sich hierbei betriebsintern als „Kehrichte“ bezeichnete Nebenstoffströme, die zum einen während des Hüttenbetriebes im Werk („Hüttenkehricht“) und zum anderen als (vor allem nichtmagnetischer) Rückstand der Schrotteinsatzstoffe („Waggonkehricht“) anfallen. Auf die Jahresproduktion bezogen beträgt das werksinterne Aufkommen an Kehrichtfraktionen etwa 1 %, also ca. 4.000 t. Legt man diesem Reststoffanfall die weltweite Rohstahlproduktion aus Elektrolichtbogenöfen zugrunde, die gemäß (Steel Statistical Yearbook, 2020) derzeit rund 523 Mio. t beträgt, sind es sogar 5,23 Mio. t. Ganz im Sinne des Zero-Waste-Gedankens hat sich die Marienhütte das Ziel gesetzt, einen Weg aufzuzeigen, wie diese Reststofffraktionen adäquater aufbereitet sowie verwertet werden können.

1 VORWORT

Die zur Auffindung des für die Aufbereitung dieser Reststofffraktionen bestgeeigneten Verfahrensganges notwendigen Untersuchungen wurden im Rahmen des COMET-Projektes „Competence Network for the Assessment of Metal-Bearing By-Products“ (kurz: COMMBY) der Montanuniversität Leoben durchgeführt. Die gegenständlichen Untersuchungen wurden im Technikum des Lehrstuhles für Aufbereitung und Veredlung in Leoben und in den Versuchshallen der Firma Schaufler GmbH in Ybbs an der Donau abgewickelt.

2 LABORUNTERSUCHUNGEN

In einem ersten Schritt wurden die beiden Kehrichtfraktionen nach aufbereitungstechnischen Gesichtspunkten charakterisiert. Im Vordergrund der Charakterisierungsarbeiten standen die Erhebung des aufbereitungstechnisch relevanten Phasenbestandes hinsichtlich Qualität und Quantität wie auch die Detektion der für eine effiziente Trennung notwendigen Merkmalsunterschiede.
Bei der Merkmalsklassenanalyse wurden zuvor erstellte Partikelgrößenklassen der Siebanalyse händisch entsprechend ihrem optischen Eindruck nach den stofflichen Zusammensetzungen in Stoffklassen eingeteilt. Zusätzlich erfolgte die Separierung entsprechender Partikel mittels Handmagnet qualitativ in stark und schwach bzw. nicht magnetische Stoffklassen. In der stark magnetischen Stoffklasse befinden sich vor allem eisenreiche Metallfragmente. Die unmagnetischen Metalle enthalten Bestandteile wie etwa Dosen, Bleche und andere Fragmente, die aus nicht magnetischen Legierungen oder Nichteisenmetallen bestehen. Eine sortenreiche Fraktion ist die mineralische Stoffklasse, die zum einen aus natürlichen Gesteinen und zum anderen aus synthetisch hergestellten Mineralproduktfraktionen wie Betonfragmenten, Glas und Gips besteht. Weitere Stoffklassen sind die sog. Leichtfraktionen, bestehend beispielsweise aus Holz, Papier, Textilien und Kunststoffen. Auch Schlacke ist enthalten, die wie die Metalle in stark magnetische und

unmagnetische Stoffklassen eingeteilt wurde. Schließlich ergibt sich noch eine Restfraktion, wobei dieser Stoffklasse alljene Partikel zugeordnet wurden, die keiner bestehenden Stoffklasse zugeordnet werden konnten, z.B. Mehrkomponentenreststoffe.
An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass für die Laboruntersuchungen eine maximale Partikelgröße von 125 mm definiert wurde, um den Aufwand an Probenahme und Analyse zu begrenzen. Die Abb. 1 zeigt die Partikelgrößenverteilungen der untersuchten Kehrichte, Hüttenkehricht (Strichpunktlinie mit Kreismarkierung); Waggonkehrichte (Volllinien breit und schmal mit Dreiecksmarkierung).

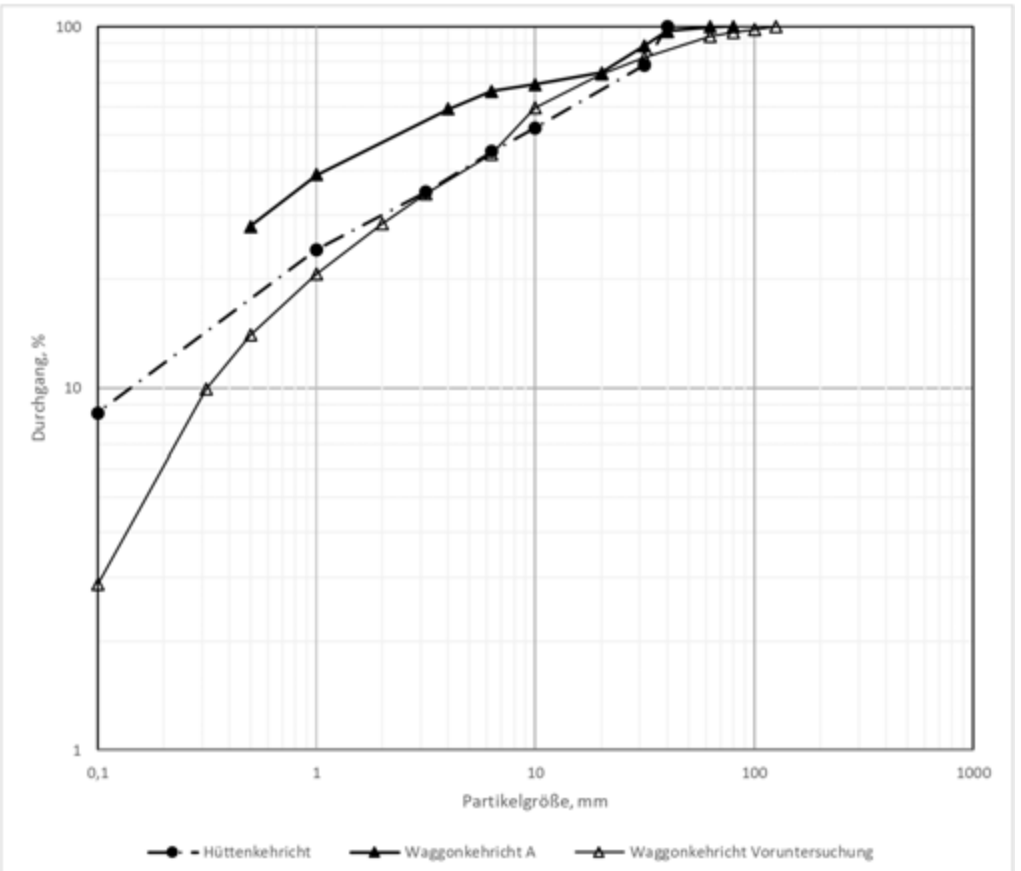


Abb. 1: Partikelgrößenverteilung der untersuchten Kehrichte; Waggonkehricht A: Pilotversuch, Waggonkehricht Voruntersuchungen

2.1 Hüttenkehricht

Die Siebanalyse des Hüttenkehrichts ergab, dass die maximale Partikelgröße bei 40 mm liegt und 80 % kleiner als ca. 32 mm sind (siehe Abb. 1). Aufgrund des hohen zeitlichen Aufwands bei der Handklaubung liegt die betrachtete untere Partikelgröße bei 3,15 mm. Das Ergebnis der Merkmalsklassenanalyse zeigte auf, dass der Hüttenkehricht überwiegend aus Schlackenphasen, davon sind 49,4 % stark magnetische Schlacken und 38,2 % nicht magnetische Schlacken, besteht. Die restlichen 12,4 % sind keine Schlacken, sondern mineralische Fraktionen (4,6 %), Kunststoff- und Holz-/Karton-Fraktionen (2 %) bzw. eine Metallfraktion (5,8 %).

2.1.1 Untersuchungen nach dem Abfallwirtschaftsgesetz

Begleitet wurden die aufbereitungstechnischen Untersuchungen von rechtlichen Überlegungen mit einer Charakterisierung nach dem Abfallwirtschaftsgesetz, wobei vor allem die Gefährlichkeit

von Stoffkomponenten im Vordergrund stand. Beispielsweise kann sich bei thermischen Prozessen eine gewisse Menge an Dioxinen/Furanen (PCDD/F) bilden, welche sich bevorzugt an den Flugstäuben anreichert. Eine Analyse der Hüttenkehricht-Fraktion 1/0 mm ergab, dass die gegenwärtigen Grenzwerte der Abfallverzeichnisverordnung (HP 15-Kriterium) bei weitem unterschritten wurden. Demnach ist von keiner Gefährlichkeit auszugehen.

Erste Sortiertastversuche beim Hüttenkehricht sollen die Möglichkeit einer Minimierung von potentiell gefährlichen Komponenten aufzeigen. Ein Gefahrenpotential beim Hüttenkehricht liegt allenfalls im Feinstgut <<1 mm. Daher wurde eine Totalanalyse nach Deponieverordnung 2008 vom Analytiklabor Agrolab Austria GmbH durchgeführt. Dafür wurden per einfacher Siebklassierung bei einer Maschenweite von 1 mm zwei zu vergleichende Partikelgrößenfraktionen erstellt. Gemäß Partikelgrößenverteilung (siehe Abb. 1) ergibt sich für die Fraktion 40/1 mm ein Masseanteil von 75,9 % und für die Fraktion 1/0 mm ein Masseanteil von 24,1 %. Die Probenvorbereitung geschah nach (ÖNORM EN 12457-4:2003-01, 2003), wobei die Fraktion 40/1 mm auf 100 % <10 mm mittels Backenbrecher zerkleinert wurde.
Die Analyseergebnisse zeigen, dass der Kehricht den Eluat-Grenzwert für eine Reststoffdeponie in einem Parameter überschreitet. Dieser ist Blei im Eluat mit 24,5 mg/kg. In Tab. 1 ist das Analyseergebnis für Blei bilanziert, aus Übersichtsgründen wird auf die anderen Analysewerte verzichtet. Bei einer Absiebung bei 1 mm erzeugt man ein Feingut mit einem Bleigehalt im Eluat von 101 mg/kg mit 99 % Bleiausbringen. Der Bleigehalt im Grobgut reduziert sich auf 0,3 mg/kg mit 1 % Bleiausbringen. Die Menge an gefährlichem Abfall kann demnach um 75,9 % reduziert werden. Beispielhaft sei genannt, dass der Altlastenbeitrag für gefährliche Abfälle derzeit 29,8 €/t und für Reststoffdeponien 20,6 €/t beträgt. Werksabhängig können je nach Entsorgungs- sowie Verwertungsmöglichkeiten weitere Differenzen in den Ausgaben entstehen. Ob eine Siebklassieranlage sinnvoll ist, muss mit eben diesen Aspekten wie zum Beispiel Transport des Kehrichts, weiteren Entsorgungskosten sowie den Investitions- und Betriebskosten einer Siebanalage geprüft werden.

Tab. 1: Ergebnis aus der Totalanalyse nach (Deponieverordnung 2008 - DVO 2008, 2022)

		Pb im Feststoff		Pb im Eluat	
Produkt	Masseausbringen	Gehalt	Ausbringen	Gehalt	Ausbringen
	%	mg/kg	**%**	mg/kg	%
40/1 mm	75,9	660	55	0,3	1
<1mm	24,1	1700	45	**101**	99
Aufgabe	100,0	911	100	**24,5**	100
Grenzwert Reststoffdeponie		-	-	**10**	-

2.2 Waggonkehricht Voruntersuchung

Die maximale Partikelgröße des Waggonkehrichts beträgt 125 mm, 80 % sind kleiner als 28 mm (siehe Abb. 1). Die Merkmalsklassenanalyse des Waggonkehrichts ergab Metallanteile von ca. 32 %, davon sind 15% unmagnetische Metalle. Ungefähr 46 % besteht aus mineralischen Fraktionen. Der übrige Anteil setzt sich aus Holz (3 %), Kunststoff (10 %), Schlacke (3 %) und Restfraktion (6 %) zusammen. Die Metallpartikel könnten durch eine geeignete Magnetscheidung und Wirbelstromsortierung wieder eingesetzt werden.

3 PILOTVERSUCHE AN WAGGONKEHRICHT

Die ersten Charakterisierungsarbeiten im Labor lieferten die Entscheidungsgrundlage für ausgedehntere Untersuchungen. Mit dem Hintergrund einer möglichen Investition in eine neu zu errichtende Aufbereitungsanlage wurden die Untersuchungen vom Labormaßstab in den Pilotmaßstab ausgeweitet. Die Aufbereitungsanlage soll die Qualität des einzusetzenden Schrottes verbessern, indem diese die noch enthaltenen Störstoffe mittels Magnetscheidung entfernt. Dadurch erwartet sich das Stahlwerk verbesserte Prozessbedingungen, welche unter anderem ein verbessertes metallisches Ausbringen im Elektrolichtbogenofen, eine Verringerung der Schlackenmengen und

eine Reduzierung unerwünschter Metalle wie zum Beispiel Kupfer und Aluminium bedeuten. Weiters ist es ein Ziel, die durch die Magnetscheidung zusätzlich anfallenden Stoffströme weiter zu verwerten.
Aus der Sicht eines Prozessingenieurs ist eine Aufbereitung eines Waggonkehrichts aufgrund der umfangreichen Zusammensetzung an Komponenten stets mit einer Reihe an Herausforderungen verbunden. Damit man absetzbare Produkte erzeugen kann, wird eine Prozessinfrastruktur mit mehrstufiger Aufbereitung und einer gewissen Flexibilität im Anlagenbetrieb vorausgesetzt. Die folgenden Untersuchungen sollen das Potential einer Wiederverwertung hervorheben.

3.1 Beschreibung der geplanten Aufbereitungsanlage

Der Aufbereitungsgang, schematisch in Abb. 2 dargestellt, erzeugt nach einem Klassierschritt bei 20 mm und nachfolgender Magnetscheidung vier Produkte. Zwei stark magnetische Produkte (C & D), welche im Stahlwerk erschmolzen werden sollen und zwei schwach bzw. unmagnetische Produkte (A & B), welche Gegenstand der Untersuchungen hinsichtlich einer möglichen Verwertbarkeit sind. Die gröbere unmagnetische Produktfraktion „B“ >20 mm enthält unter anderem Partikel aus Nichteisenmetallen (Bleche, Profile und Gussformen etc.), Kunststoffen, Holz und Gesteinen mit Größen bis zu 1,5 m. Diese Grobfraktion „B“ ist zur Zeit dieser Artikelverfassung noch Gegenstand intensivierter aufbereitungstechnischer Untersuchungen, der Untersuchungsgang ist dem nachfolgend vorgestellten Aufbereitungsgang jedoch sehr ähnlich und um einen vorgeschalteten Zerkleinerungsschritt erweitert.

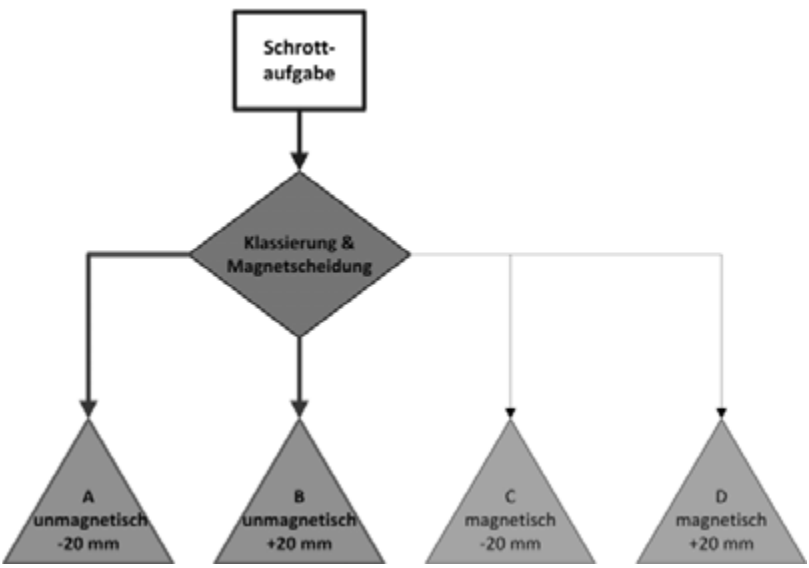


Abb. 2: Schematischer Stammbaum der geplanten Aufbereitungsanlage

3.2 Pilotversuche im Technikum

Für den Pilotversuch stellte die Marienhütte ca. 1,5 t an feiner unmagnetischer Produktfraktion „A“ (20/0 mm) zur Verfügung. Diese Fraktion wurde nach dem in Abb. 3 gezeigten Stammbaum aufbereitet. Der dargestellte Aufbereitungsgang basiert auf den Erkenntnissen der in Kapitel 2 durchgeführten Merkmalsklassenanalyse. Zunächst wurden mittels vierstufiger Siebklassierung fünf Partikelgrößenklassen (Partikelklassen) erzeugt (>31,5 mm; 31,5/10 mm; 10/4 mm; 4/1 mm; 1/0 mm). Das gröbste Siebdeck arbeitete dabei als sog. Müllsieb, womit eine gewisse 2D/3D-Sortierung erzielt wurde, um die nachfolgende Sortierung zu verbessern. An nahezu allen Partikelklassen wurde eine dreistufige Magnetscheidung mit anschließender Wirbelstromsortierung durchgeführt. Ausnahmen bildeten zum einen die grobe Partikelklasse >31,5 mm (hier wurde eine Magnetscheidestufe weggelassen) und die Partikelklasse 1/0 mm (wo auf eine Wirbelstromsortierung verzichtet wurde). Schlussendlich wurden 23 Fraktionen erzeugt.

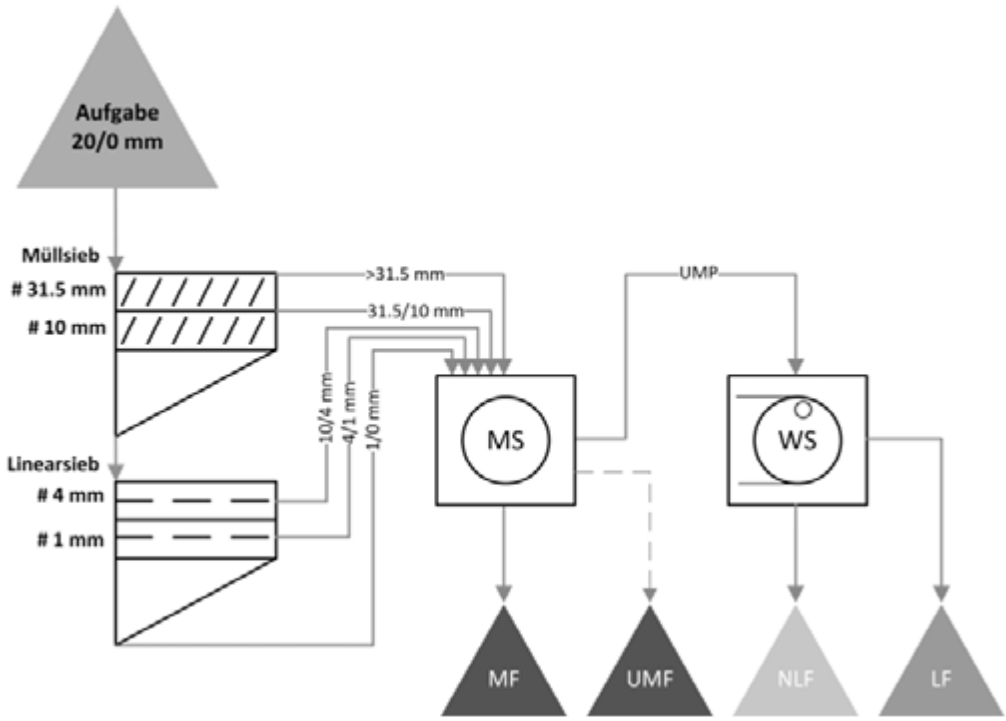


Abb. 3: Vereinfachter Aufbereitungsstammbaum des Pilotversuches mit Waggonkehricht „A“ 20/0 mm

3.3 Ergebnisse

Die Partikelgrößenverteilung der Aufgabe, rückgerechnet aus den einzelnen Verteilungen der erzeugten Fraktionen, ist in Abb. 1 als Waggonkehricht A zu sehen. Die Verteilung zeigt, dass 80 % der Partikel kleiner als 20 mm sind.

In Tab. 2 ist eine Massebilanz des Pilotversuches angeführt. Das Masseausbringen pro Fraktion (MF1 bis NLF) und Partikelklasse (>31,5 mm bis 1/0 mm) wurde auf die Aufgabe bezogen. Somit ergibt die Summe aller Fraktionen und Partikelklassen 100 % und können beliebig addiert werden. Demnach können folgende Erstaussagen getätigt werden: 74 % von der Aufgabemasse kann durch eine Magnetscheidung in stark- bzw. schwachmagnetische Fraktionen überführt werden. Die Magnetfraktionen >10 mm könnten wieder direkt als Eisenschrott eingesetzt werden. Die Magnetfraktionen <10 mm könnten bei ausreichender Qualität einer Sinteranlage zugeführt werden. Bei allen Magnetfraktionen, vor allem den Partikelklassen >4 mm, besteht ein nicht vernachlässigbarer hoher Anteil an Fehlproduktеintrag. Magnetisches Haftkorn wie auch kleine Nägel oder Heftklammern sorgen dafür, dass unmagnetische Partikel wie Kunststoff, Holz und Textilien in die Magnetfraktion gelangt. Ein geeigneter Dichtesortierschritt könnte die Qualität der Magnetfraktion verbessern. Das Dichtesortierleichtgut könnte als sog. Shreddervormaterial weiterverarbeitet werden. 25 % von der Aufgabemasse können als unmagnetische Fraktion einer Wirbelstromsortierung zugeführt werden. In der leitfähigen Fraktion „LF“ können Nichteisenmetalle wie Aluminium, Kupfer, Messing, Zink und ZAMAK-Legierungen angereichert werden. Die nicht leitfähigen Fraktionen „NLF“ aus der Wirbelstromsortierung könnten als Gewerbemüll weitergegeben werden. 1 % der Aufgabemasse fällt als unmagnetische Fraktion 1/0 mm an. Für eine genaue Beurteilung werden die Produkte einer Merkmalsklassenanalyse nach obigem Beispiel unterzogen.

Tab. 2: Massebilanz des Pilotversuches mit Waggonkehricht „A“ 20/0 mm. MFj: Magnetische Fraktion nach j Sortierstufen; UMF3: Unmagnetische Fraktion nach der dritten Sortierstufe; LF: Leitfähige Fraktion der Wirbelstromsortierung; NLF: Nicht leitfähige Fraktion der Wirbelstromsortierung

Partikelklasse, mm	**Masseausbringen, %**	**Masseausbringen pro Fraktion und Partikelklasse bezogen auf die Aufgabe, %**					
		MF1	**MF2**	**MF3**	**UMF3**	**LF**	**NLF**
>31.5	4,7	0,6	0,8	0,0	0,0	0,9	2,5
31.5/10	29,6	7,6	4,7	2,1	0,0	3,6	11,7
10/4	15,6	4,6	3,5	2,5	0,0	0,3	4,7
4/1	21,4	9,1	6,2	4,6	0,0	0,0	1,4
1/0	28,7	15,7	9,4	2,6	1,0	0,0	0,0
Aufgabe	100,0	37,6	24,5	11,9	1,0	4,8	20,2

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Untersuchungen an den Kehrichtprodukten zeigen sowohl für die Umwelt relevante als auch prozesstechnische Herausforderungen auf. Auch analytische Herausforderungen bringen Kehrichte mit sich. Die teilweise starken Eigenschaftsschwankungen der heterogenen Kehrichte erhöhen den Probenahmeaufwand stark. Sollen aufbereitungstechnische Sortierversuche über eine Produktmassenbilanz oder Partikelgrößenverteilung hinaus evaluiert werden, so bleibt oft nur die zeitaufwändige Merkmalsklassenanalyse mittels manueller Handklaubung.

Aufgrund der durchgeführten Merkmalsklassenanalysen konnte ein Konzept für einen möglichen Aufbereitungsgang entwickelt und per Pilotversuch überprüft werden. Die dabei erstellten metallischen Fraktionen sind potenzielle Produkte für den Wiedereinsatz als sekundäre Metallrohstoffe. Die nichtmetallischen Fraktionen könnten Beispielsweise als Gewerbemüll oder Shreddervormaterial weiterverarbeitet werden.

5 DANKSAGUNG

Die hier beschriebenen Untersuchungen wurden im Rahmen eines „COMET“-Projektes durchgeführt. Die Förderungsgeber dieses Programms sind das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) und das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort (BMDW). Weitere Unterstützung kommt von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG), der Steirischen Wirtschaftsförderungsgesellschaft (SFG), der Wirtschaft Burgenland GmbH sowie dem Land Burgenland und dem Land Steiermark. Die Autoren bedanken sich bei diesen Förderern und Unterstützern für die Ermöglichung dieser Arbeit.

LITERATUR

Deponieverordnung 2008 - DVO 2008. (01. 05 2022) Von https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20005653 abgerufen

ÖNORM EN 12457-4:2003-01. (01. 01 2003) *Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung - Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 4*.

Steel Statistical Yearbook. (2020) World Steel Association. Von https://worldsteel.org/steel-topics/statistics/steel-statistical-yearbook/ abgerufen

Improving the dry magnetic separation of BOF-slag by applying an innovative pre-treatment process

S. Wölfelschneider[1], H. Schmid[2], M. Omran[3], M. Häuselmann[4], L. Gronen[5], A. Morillon[5], R. Pietruck[1] & D. Adolphy[1]
[1)] VDEh Betriebsforschungsinstitut GmbH, Resource Technology Feedstock, Düsseldorf, Germany
[2)] voestalpine Stahl GmbH, Research and Development, Linz, Austria
[3)] Oulun Yliopisto, Process Metallurgy Research Group, Oulu, Finland
[4)] K1-MET GmbH, Resources and Recycling, Leoben, Austria
[5)] FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V., Secondary Raw Materials / Slag Metallurgy, Duisburg, Germany

ABSTRACT: To approach circular economy by enhancing the internal recycling potential of BOF-slag, an innovative pre-treatment process for the dry magnetic separation is investigated. It consists of slow-cooling to enlarge the slag crystals, followed by microwave irradiation to generate intergranular cracks to enhance the mineral liberation during comminution. It can be shown that the pre-treatment leads to an increase in the separation degree by at least four percent. This can be further enhanced by a factor of five by using solid-state oxidation.

1 INTRODUCTION

1.1 Recycling of BOF-slag

Basic oxygen furnace (BOF-)slag, with an amount of about 8 Mt produced in 2018, is a major residual material in the steel production process of European manufacturers. The main end use is road construction, while less than 15 % of the annually produced slag is recycled internally (*Euroslag Statistics 2018* 2020). Since BOF-slag contains a considerable amount of iron (Fe), which could be used metallurgically to save natural resources and to move towards the European circular economy goals, an increase of the recycling rate of BOF-slag would be beneficial. However, the internal recycling is limited, as BOF-slag contains unwanted elements with respect to steel production, e.g., phosphorous (P). Therefore, the Fe must be recovered from the BOF-slag first. The majority of the BOF-slag's Fe is contained within wuestite crystals and the P in larnite (dicalcium-silicate, C2S) crystals (Kubo et al. 2010). Thus, if the Fe bearing crystal phases are separated from the C2S phases, a recyclable material can be obtained. An added benefit would be the utilization of the remaining C2S-rich fraction in cement production or the recovered P for fertilizer production. As part of the ongoing RFCS project *Slagreus* an innovative pre-treatment process is investigated to try to achieve the separation of Fe-rich and C2S-rich fractions.

1.2 Slagreus BOF-slag treatment strategy

To improve the magnetic separation of the BOF-slag into the desired fractions an innovative pre-treatment process is set up. The first step is the pre-treatment of the liquid slag. The aim of this is to enlarge the formed crystals and limit intricate intergrowth, which would be beneficial for liberation. The main influence on the crystallisation is a reduced cooling rate (Gautier et al., Ono et al. 1981). After the slow cooling, the slag is crushed and subjected to microwave irradiation. This microwave treatment generates cracks at the grain boundaries of the crystals; in natural mineral this leads to an improved liberation during comminution (Omran et al. 2015). The cracks are formed due to the thermal stress, induced by the selective heating of the slag, as Fe bearing phases, unlike C2S, absorb the microwave irradiation (Morita et al. 2001). The pre-treated slag is then ground in order to liberate the mineral phases before being subjected to magnetic separation, as the Fe bearing phases show magnetic susceptibility in contrast to C2S (Kubo et al. 2010). Dry magnetic separation methods (DMS) are employed, so the C2S may retain its chemical activity (Alanyali et al. 2009).

2 RESULTS AND DISCUSSION

2.1 Liquid pre-treatment

The liquid pre-treatment of the slag by slow cooling serves the purpose of enlarging the crystal size and reduce intergrowth as much as possible during solidification. It is made use of the rather low heat conduction of solid BOF-slag. The quickly solidified outer layer of the slag batch serves as thermal insulation for the still liquid slag inside. The slow-cooling is performed by employing two methods. Either the slag is kept in a slag pot with low surface to volume ratio or it is poured into a dug-out compartment in the slag yard. The slag is subsequently cooled for five days, before it is crushed. The crystal size reached in those inner regions is then compared to reference samples taken from regular operation. The resulting crystal size distribution of the slag samples is measured via software supported image analysis of micrographs. In Tab. 1 the composition and cooling method of the samples are referenced to mass fraction of crystal grains with an area equivalent diameter smaller than 56 µm (Q_3(56 µm)) and 100 µm (Q_3(100 µm)) respectively. It can be seen, that in the regularly cooled reference sample all crystals are smaller than 100 µm and three quarters are also smaller than 56 µm. In comparison the crystals of the slow-cooled samples are larger, regardless of the cooling method. Further comparison of the slow-cooling methods shows, that cooling in the slag pot yields the largest crystals overall, with a mass fraction of particles smaller than 100 µm down to 17.5 % and smaller than 56 µm down to 8.6 %. By cooling in the slag yard compartment, the mass fraction of crystals grains below 56 µm could only be brought down to 26.3 %.

Tab. 1: Comparison of cooling method and Fe-content to mass fraction of crystal grains smaller than 56 µm (Q_3(56 µm)) and 100 µm (Q_3(100 µm)) based on the area equivalent diameter

	Reference (V.1)	Slag Pot Test A (V.3)	Slag Pot Test B (V.6)	Slag Yard Compartment Test A (V.5)
Q3(100µm) [wt.%]	100.0	17.5	57.1	53.8
Q3(56µm) [wt.%]	75.1	8.6	18.9	26.3
Fe-content [wt.%]	24.4	40.5	20.1	23.8
CaO-content [wt.%]	37.0	21.9	42,1	39.6
P2O5-content [wt.%]	1.39	0.50	1.09	1.28

2.2 Microwave irradiation

To enhance the liberation during grinding, the slag is irradiated with microwaves. The treatment is tested in batch and continuous operation. For batch operation a multi-mode microwave chamber oven, with a 4 kW output power and 2.45 GHz frequency magnetron is used. 1.2 kg samples are irradiated for 7 and 10 min respectively. For continuous operation a microwave oven, custom build device is required. The device features an inclined rotary tube of 70 mm diameter, which transports the slag through the TAIKO^{TM} resonance cavity applicator (up to 30 kW at 915 MHz). The applicator focusses the electromagnetic waves onto the cross section of tube over the length of approximately 30 cm, resulting in higher absorption potential compared to a standard multimode applicator. Throughputs of 10 kg/h were reached. Both microwave irradiation methods result in a rapid heating of the slag. For batch operation, the bulk temperature of the sample reaches temperatures above 800 °C in five to seven minutes and in continuous operation these temperatures are reached almost instantaneous (less than 30 seconds). This rapid heating leads to thermal stress in the slag, since only the Fe bearing phases selectively absorb the microwave radiation and neighbouring crystals are heated only by subsequent conductive heat transfer (Morita et al. 2001, Omran et al. 2015). The thermal stress leads to cracks within the slag structure, as depicted in Fig. 1. However, these cracks appear to be located mainly on larger and rather straight phase boundaries, whereas in regions with intricate intergrowth little to no cracks can be observed. Additional cracks also appear inside the larnite crystals. Furthermore, if the treatment duration is too long or too much power is absorbed, partial melting occurs, resulting in glassy regions. It must be noted that all samples reacted differently to microwave irradiation, since slag is heterogenous material and size, shape and composition drastically influence the microwave absorption behaviour, especially during continuous operation.

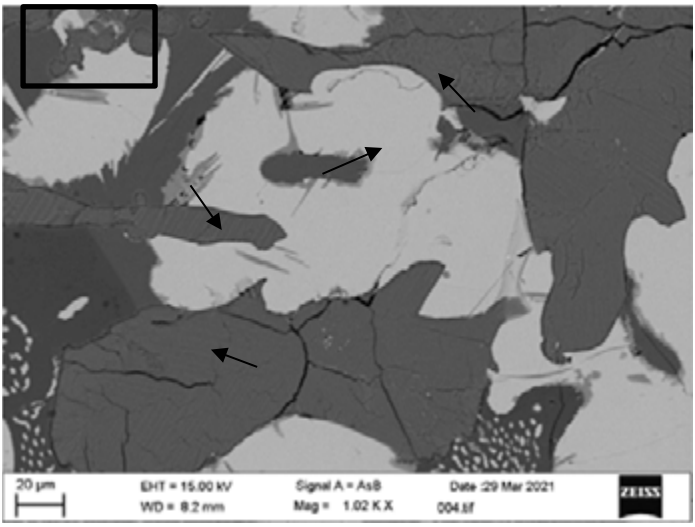


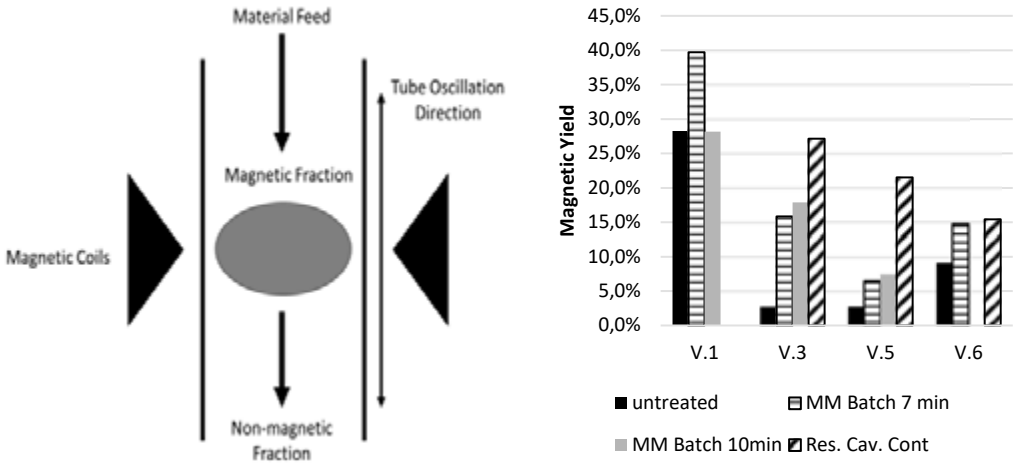
Fig. 1: Cracks (marked by arrows) formed during microwave irradiation with 4 kW multimode 2.45 GHz applicator in the structure of slag slow cooled in a slag pot. Region with intricate intergrowth highlighted by red box

2.3 Grinding

The irradiated slag samples are ground to the target particle size range of smaller 100 µm by minimizing excessive generation of fines. Afterwards the desired particle size fraction of 56 - 100 µm was obtained using vibration sieving. This target particle size range is chosen, because particles larger than 100 µm are not small enough for sufficient mineral liberation given the crystal grain size. Particles smaller than 56 µm agglomerate preventing efficient dry magnetic separation.

2.4 Dry-Magnetic-Separation

The particle size fractions from 56 to 100 µm of the slag samples is used as input for DMS. To determine the effect of the pre-treatment processes, these samples (slowly cooled and/or microwave irradiated) are compared with the untreated reference sample. The DMS itself is conducted in a Davis test tube. The device consists of a glass tube that is positioned between two electromagnets with a core shaped to a tip, which focusses the magnetic field to the cross section of the tube. The material feed is introduced from the top and while passing through the magnetic field the magnetic fraction is retained as the non-magnetic fraction passes to the bottom of the tube. To prevent non-magnetic particles from being caught between the magnetic particles, the entire tube is oscillated in an upwards-downwards direction. Tube tilt angle, oscillation frequency and current supplied to the electromagnet can be adjusted (Oberteuffer 1974). A schematic of the Davis test tube is shown in Fig. 2 A. Though originally designed for wet magnetic separation, the Davis tube can be repurposed for DMS. Therefore, 10 g of sample are introduced continuously with a beaker over the duration of 2 minutes, while the tube is already oscillating. After the separation is complete, the procedure is repeated 5 to 10 times. For the results presented here a tilt angle of 40°, 90 oscillations per minute and the maximum available field strength of 1.4 T are used. The resulting yields of the magnetic fraction are shown in Fig. 2 B. The reference sample (untreated sample) shows the overall largest magnetic yield, with 28.3 %, which is increased further by microwave irradiation to 40 %. However, too long irradiation results in a drop of the magnetic yield. For all untreated slow-cooled samples, it can be observed that magnetic yield is lower than 10 %, but the microwave irradiation leads to an increase of at least 4 %. Longer treatment duration or irradiation in continuous operation results in a bigger increase of up to 25 %.



A B

Fig. 2 (A): Schematic of DMS using a Davis Tube. (B): Yield of magnetic fraction by DMS after microwave irradiation in multi-mode (MM) batch and resonance cavity continuous oven. MM Batch 10 min of V.6 not available

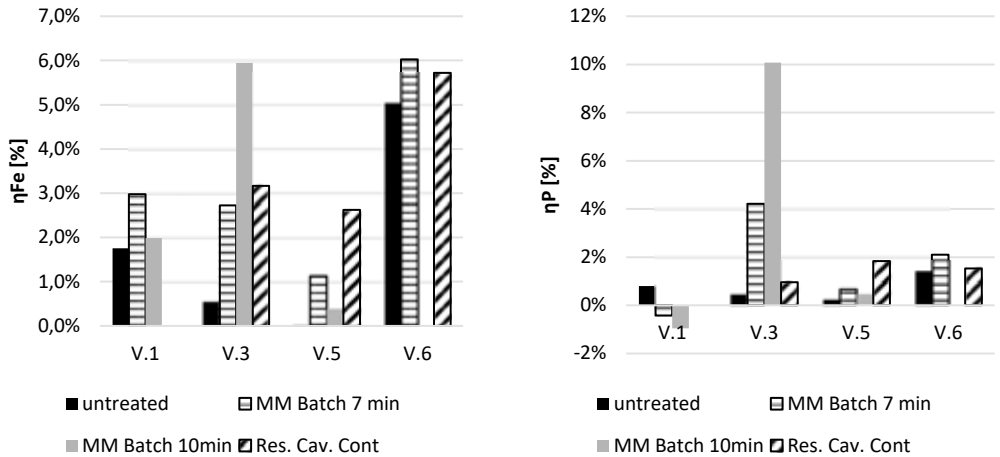
The chemical composition of the feed, magnetic and non-magnetic fractions, are measured via x-ray fluorescence analysis. The results are compared using the degree of separation η, also called Hancook-Index. It is calculated using equation (1), with the mass fraction of component *i* in the feed $w_{i,Feed}$, in the magnetic fraction $w_{i,Magnetic}$ and in the non-magnetic fraction $w_{i,NonMag}$ (Leißner 2015). In the case of P the number would be negative, as the amount in the magnetic fraction should be lower, but is displayed here as positive, if actual depletion is achieved.

$$\eta_i = \frac{\left(w_{i,Magnetic} - w_{i,Feed}\right) \cdot \left(w_{i,Feed} - w_{i,NonMag}\right)}{w_{i,Feed} \cdot \left(1 - w_{i,Feed}\right) \cdot \left(w_{i,Magnetic} - w_{i,NonMag}\right)} \quad (1)$$

In Fig. 3 A the η_{Fe} for the tested samples is compared. The values for the reference sample are lower than for the samples that have been slow cooled, except for the sample that has been cooled in the slag compartment (V.5). Also compared to the reference sample, the microwave treatment has a stronger effect on the slow cooled samples, as the values could be increased by a factor greater than five, apart from V.6 (slow cooled in slag pot Test B). The reason that the η_{Fe} for the slow cooled samples is greater than for the reference samples, is that Fe-content in the magnetic fraction increases after irradiation. But, as mentioned above, the microwave treatment effects the samples differently, hence the ideal treatment parameters must be determined individually. In Fig. 3 B the η_P for the tested samples is listed. While the overall separation is less efficient with respect to Fe, for phosphorus microwave treatment even has a negative effect on the reference sample, since more P can be found in the magnetic fraction. On the slow cooled samples, the microwave treatment has a moderately positive effect with an increase of about one percent. However, V.3 stands out, because after irradiation in batch mode for 10 min the η_P could be increased to 10 %. Compared to the reference sample the P-content in the magnetic fraction is decreased by microwave irradiation.

Overall, the following interpretations can be made: The reason for the large magnetic yield in case of the reference sample is that liberation in the given range of particle size is low, due to the insufficient crystal size. Thus, the Fe bearing particles carry more C2S with them. An effect which is enhanced by the microwave treatment, because it led to an increase in magnetic susceptibility due to the partial oxidation of the wuestite. This increases the magnetic yield in general. However, if the above-mentioned partial melting occurs, the susceptibility drops again and the allocation of Fe and P is also affected, leading to the drop in η. This is only observed for the reference sample.

Whereas, the slow-cooled samples have larger crystals, which can be liberated at the given particle size range. This can be deducted from the increase of Fe-content and the decrease of P-content in the magnetic fraction.



A B

Fig. 3: Fe (A) and P (B) degree of separation after DMS of pre-treated slag samples

The challenge of DMS is that the maximum available field strength must be employed, while exerting only moderate drag forces in order to retain the magnetic fraction, thereby limiting the selectivity of the process. Therefore, selected samples are additionally oxidised after the microwave treatment. This is done by heating the sample in a chamber oven under ambient atmosphere to 900 °C for one hour. As a result, the DMS parameters can be tuned towards higher selectivity (30° tilt, 180 rpm, lower range of field strength), while still retaining a magnetic yield of up to 83 % (see Fig. 4). The Fe-enrichment and P-depletion was also enhanced, e.g. resulting in a maximum η_{Fe} of 37 %, which is five times higher compared with oxidation.

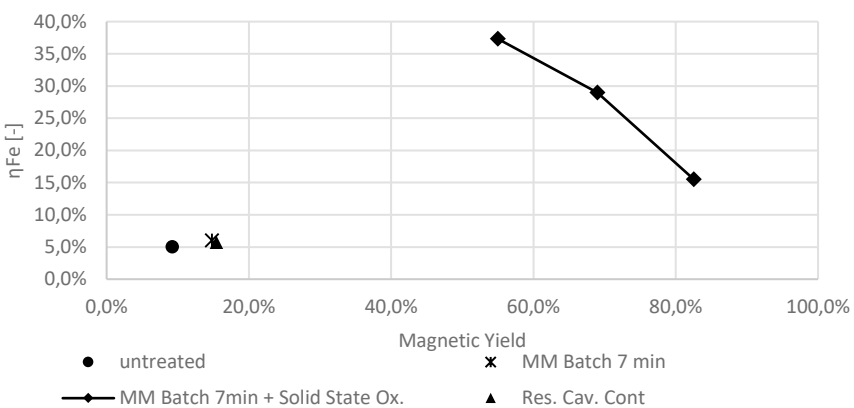


Fig. 4: Magnetic yield and Fe degree of separation after additional solid-state oxidation

The DMS of BOF slag on a larger scale is test in a specifically designed aggregate. A prototype air stream matrix separator, in which a stream of fluidised particles is transported through a vertical shaft with a horizontal matrix of thin rods. These rods take up 31 % of the matrix volume and form high field gradients of the background field of the solenoid, thus increasing the magnetic

force on paramagnetic particles. As can be seen in Tab. 2, the device achieves four times higher degrees of separation for the same sample. Additional tests with irradiated samples are planned.

Tab. 2: Comparison DMS of untreated sample V.3 in Davis tube and air stream matrix separator

	Davis Tube	Matrix separator
η_{Fe} [%]	1.60	9.26

3 CONCLUSION AND OUTLOOK

The pre-treatment of liquid slag in the form of slow cooling enlarges the crystal size significantly, with higher efficiency when the cooling is done directly in the slag pot, but intergrowing of the crystal phases could not yet be prevented. This also affects the efficiency of the microwave treatment, as the desired crack formation is only observed around large crystals without intricate intergrowth. The irradiation process of BOF-slag itself is still linked to considerable challenges also due to the intergrowth, which requires precise tuning to prevent unwanted local melting due to extensive power absorption. Nonetheless the effect on the DMS of BOF is positive. To summarize for all samples, the magnetic yield is improved by microwave irradiation, but only in case of the slow cooled samples the Fe-enrichment and P-depletion could be enhanced, since only those samples show the required crystal grain size. A substantial additional improvement of the separation can be made by solid state oxidation of the slag, which can boost the separation degree by a factor of five. Future investigations have to determine how large the effect of crack formation itself is, and which improvement is linked to the oxidation instead. Furthermore, additional test using the air stream matrix separator are planned.

4 ACKNOWLEDGEMENTS

The project “Slagreus - Reuse of slags from integrated steelmaking” receives funding by the European Commission from the ongoing Research Fund for Coal and Steel (RFCS) under grant agreement No. 847260 (RFCS-2018). The project is supported by the chair of Mineral Processing University of Leoben by performing DMS trials in their air stream matrix separator and by INNCEINNMAT S.L., Valencia by performing continuous microwave irradiation with their TAIKO system.

REFERENCES

Alanyali, H., Çöl, M., Yilmaz, M., & Karagöz, Ş. (2009) *Concrete Produced by Steel-Making Slag (Basic Oxygen Furnace) Addition in Portland Cement.* International Journal of Applied Ceramic Technology, 6(6), 736–748. https://doi.org/10.1111/j.1744-7402.2008.02317.x

Euroslag Statistics 2018 (2020) *Euroslag*. https://www.euroslag.com/products/statistics/statistics-2018/

Gautier, M., Poirier, J., Franceschini, G., & Bodenan, F. (2010) *Influence of the cooling conditions on the nature and the size of the mineral phase in a Basic Oxygen Furnace (BOF) slag*. Déchets Sciences et Techniques, 57. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3105

Kubo, H., Matsubae-Yokoyama, K., & Nagasaka, T. (2010) *Magnetic separation of phosphorus enriched phase from multiphase dephosphorization slag*. ISIJ International, 50(1), 59–64.

Leißner, T. (2015) *Beitrag zur Kennzeichnung von Aufschluss- und Trennerfolg am Beispiel der Magnetscheidung*. https://tubaf.qucosa.de/api/qucosa%3A23063/attachment/ATT-0/

Morita, K., Guo, M., Miyazaki, Y., & Sano, N. (2001) *The Heating Characteristics of CaO-SiO2-FetO System Slags under Microwave Irradiation*. ISIJ International, 41(7), 716–721. https://doi.org/10.2355/isijinternational.41.716

Oberteuffer, J. (1974) *Magnetic separation: A review of principles, devices, and applications. IEEE Transactions on Magnetics*, 10(2), 223–238. https://doi.org/10.1109/TMAG.1974.1058315

Omran, M., Fabritius, T., & Mattila, R. (2015) *Thermally assisted liberation of high phosphorus oolitic iron ore: A comparison between microwave and conventional furnaces*. Powder Technology, 269, 7–14. https://doi.org/10.1016/j.powtec.2014.08.073

Ono, H., Inagaki, A., Masui, T., Narita, H., Nosaka, S., Mitsuo, T., & Gohda, S. (1981) *Removal of Phosphorus from LD Converter Slag by Floating Separation of Dicalcium Silicate during Solidification*. Transactions of the Iron and Steel Institute of Japan, 21(2), 135–144. https://doi.org/10.2355/isijinternational1966.21.135

“Spray-Slag” – Processing of liquid blast furnace slag

M. Peters[1], A. Weicht[2], L. Achelis[3], S. Evers[3], F. Hlawatsch[1], V. Uhlenwinkel[2], D. Ufermann-Wallmeier[4] & U. Fritsching[2,3]

[1)] Leibniz Institute for Materials Engineering - IWT, Institute for Materials Testing (MPA), Bremen, Germany
[2)] Leibniz Institute for Materials Engineering - IWT, Process Engineering, Bremen, Germany
[3)] University of Bremen, Department of Production Engineering, Bremen, Germany
[4)] City University of Applied Sciences Bremen, Building Materials Technology, Bremen, Germany

ABSTRACT: Blast furnace slags are a by-product of iron production. These slags typically are used in powder form in the building industry, e.g. as an additive for cement production. Therefore, the liquid slags are wet granulated, dried and grinded, which is an energy, water and emission intensive process. To save natural resources, reduce the CO_2-emissions and enhance the flowability of the particles, the liquid state of the slag and its heat energy could be utilized by atomizing the melt directly at the blast furnace. The high viscosity of molten slags complicates the atomization and reduces the time available for spheroidization, which often leads to the formation of fiber material. To improve the generation of spherical particles, the use of hot gas in a new developed atomization plant is investigated. Initial trials and first optimization measures in the plant and the process parameters show a stabilization of the process and a reduction of the fiber content in the atomized product. Ongoing investigations demonstrate a high impact on the workability of cement pastes when using the spherical atomized particles as an additive.

1 INTRODUCTION

In Europe, about 18 million tons of blast furnace slags were produced in 2020 as a by-product of iron production in blast furnaces. In this, approximately 90 % of the slag is used as granulated blast furnace slag for producing cement (e.g. production of CEM II or CEM III cements) (Merkel 2021). In this way, natural resources and emissions have been saved from using granulated blast furnace slag instead of clinker in the cement production.

The morphology of slag particles in the cement have an important influence on the processability, quality and composition of a concrete. The conventional treatment process of the slag consists of wet granulation, drying and grinding. This results in irregular edge-shaped particles. However, powders consisting of spherical particles have a better flowability and therefore may reduce the amount of water necessary in the production of the concrete. Following the technological rule that the strength of a concrete is controlled via the water-cement-ratio of the binder, the possible water reduction may reduce the cement demand. As the cement production is a high emission process, this approach may therefore contribute to climate protection measures.

Spherical slag particles may be produced by atomizing the liquid slag (Lohner et al. 2005), which also may reduce the process steps and save energy consumption and CO_2-emissions. Due to the conventional wet granulation of the liquid slag, the high amount of heat energy of the melt, of about 1.5 to 1.8 GJ per ton (Zhang et al. 2013), (Doschek 2013), is not utilized in the common processing route but may be used to atomize the slag directly at the blast furnace.

Since liquid slags differ considerably from molten metals in viscosity and density and also tend to form fibers during atomization, it is necessary to adopt the process specifically to the atomization of slags. In addition, the influence of atomized blast furnace slags on the building material properties has to be investigated.

2 MATERIALS & METHODS

The blast furnace slag used in this investigations as raw material was provided by the Holcim (Deutschland) GmbH. The analysis on the chemical composition with X-ray fluorescence spectroscopy (RFS) and the calculation of the viscosity according to the modified Urbain model were done by the FEhS – Building Materials Institute in Duisburg.

To atomize high viscous melts like slags, a free-fall atomizer was developed which can be operated with hot gas up to a temperature of 850 °C (Fig. 1). The raw material, melted in the crucible, is heated to the atomization temperature T_L 1720 °C ± 20 °C. The pressure within the melting chamber p_L directly influences the mass melt stream $\dot{m}_L$ of the liquid slag flowing out of the crucible. To improve process stability, a primary gas nozzle system was installed around the melt orifice. The primary gas (PG) has a pressure of p_{PG} and ejects with a mass flow of $\dot{m}_{PG}$ at room temperature. The disintegration of the melt is caused by the secondary gas (SG). This gas has the pressure p_{SG}, the melt flow of $\dot{m}_{SG}$ and is heated to the temperature T_{SG}. The gas used in the atomization process is the same as used for the inertization of the plant and is either nitrogen or argon. The atomization process is recorded by a high speed camera and the atomized material is collected in a container at the bottom of the 5 m high spray tower. After the atomization process and a subsequent cooling time, the produced material is removed and the fibers are extracted from the product by sieving in an air jet sieve (e200 LS, Hosokawa Alpine AG, Germany). Finally, the powder can be further investigated and classified in different size fractions by a vibration sieving (Retsch Vibro, Retsch GmbH, Germany). Flowability of the powder and the angle of repose of the particles is measured by a horizontal rotating cylinder, which is illuminated by a diffuse light from one side of the axis of rotation and optically detected from the other side.

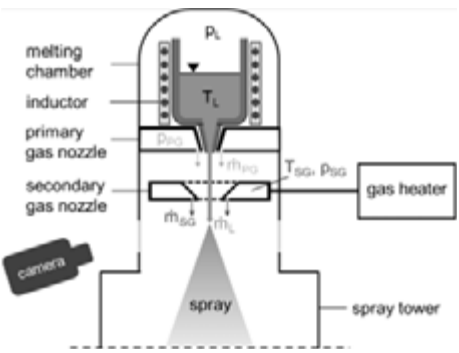


Fig. 1: Schematic of the experimental setup for atomization of the melt

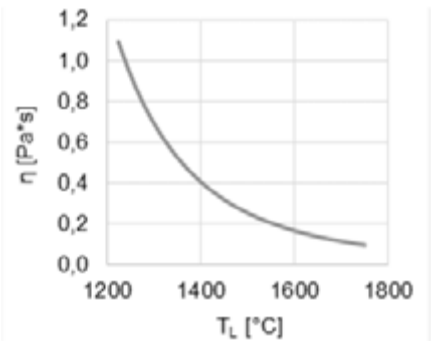


Fig. 2: Calculated viscosity of the used slag according to the modified Urbain model

The produced powder is used as additive for cement binder. For this case, binder paste means the mixture of cement, additive (granulated blast furnace slag, atomized "Spray-Slag" blast furnace slag or fly ash) and water. For the mortar CEN-standard sand is added. In addition to the atomized blast furnace slag, binders made from Portland cement, and conventional additives such as blast furnace slag and coal fly ash are examined for comparison.

The consistency of the binder pastes is measured as the diameter of the resulting cake in two mutually perpendicular directions after a cylinder (diameter = 35 mm; height = 100 mm) was filled with the paste and was pulled vertically upwards (cylinder flow rate). The rheological properties of the binder pastes are measured in the rotational viscometer Viskomat NT from Schleibinger Geräte Teubert u. Greim GmbH. For this purpose, the samples are subjected to a defined measurement program at different shear rates. The measurements are carried out for all samples at the same point in time after water addition.

To investigate the reactivity of the atomized slag, the particles are stimulated in alkaline solutions to imitate the conditions of pore solutions of cement pastes. Calcium hydroxide ($Ca(OH)_2$) with pH-value of 12.5 and potassium- (KOH) and sodium hydroxide (NaOH) with pH-value of 14 are used for this purpose. Polished thin section preparations of these samples are then examined in

a scanning electron microscope with the help of energy-dispersive X-ray spectroscopy. Furthermore, the compression strength of mortar prisms on the basis of DIN EN 196-1 is tested.

3 ATOMIZATION OF BLAST FURNACE SLAGS

3.1 Properties of the atomized slag and the process gas

The main components of the used slag are: 39.5 % CaO, 35.2 % SiO_2, 12.3 % Al_2O_3 and 8.1 % MgO (percent by weight). The viscosity is highly temperature dependent and increases heavily with decreasing temperature (see Fig. 2). The gas mass flow of the secondary atomization gas in dependence of the gas temperature is calculated according to Bohl and Elmendorf (Bohl & Elmendorf 2014) for the geometry of the gas nozzle used for the atomization. Since the density of a gas is decreasing with increasing temperature, the gas mass flow is also decreasing, which reduces the gas consumption. At a gas pressure of 1.55 MPa the mass flow of nitrogen is about 260 kg/h at room temperature and decreases to 130 kg/h for a temperature of 750 °C. The mass flow of argon is approx. 340 kg/h at room temperature and 160 kg/h at 750 °C for the same pressure. Due to the nozzle geometry, the gas velocity at the outlet of the nozzle is limited to the speed of sound of the gas, which increases with increasing temperature. For argon the speed of sound increases from about 320 m/s at room temperature to 600 m/s at 750 °C gas temperature. The sound speed of nitrogen is about 30 m/s higher at room temperature and 40 m/s higher at 750 °C. The higher the gas velocity, the more impact the gas has on the melt. This may be positive for the disintegration of the melt, but also could lead to instabilities in the process.

3.2 Results of atomization of blast furnace slag

The stability of the atomization process of high viscous fluids depends on different process parameters as the secondary gas (atomizing gas) and the melt itself and can be increased through the use of a primary gas nozzle (see Fig. 1). In experiments without the use of the primary gas, the higher the pressure and temperature of the secondary gas, the more unstable the process becomes (Fig. 3). A recirculation of gas between the secondary gas nozzle and the area of atomization is reinforced by increasing pressure. The recirculating gas transports part of the melt back towards the gas nozzle, where the melt can solidify and lead to obstructive melt adhesions. Jet the mass fraction of fine powder increases with the pressure, but also the amount of fibers (Fig. 4).

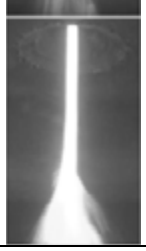
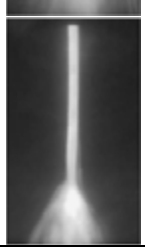
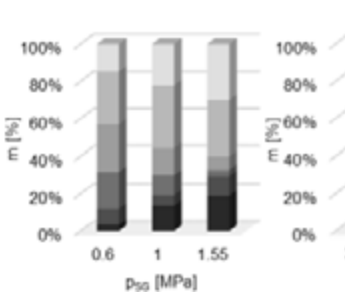
parameters	snapshot of the atomization		
	start	middle	end
T_{SG} = 750 °C p_{SG} = 1.55 MPa no primary gas			
T_{SG} = 750 °C p_{SG} = 1.55 MPa with primary gas			

Fig. 3: Atomization of molten blast furnace slag without and with the use of primary gas. The images are showing the area of atomization and the gas nozzle in the upper part of each picture and were taken a few seconds after the start, at the middle and before the end of the atomization

Some recirculating melt fragments even impinge onto the nozzle. These adhesions become heavier with increasing gas temperature and lead to disturbances of the process or at worst may abort it completely. Further, sticking slag increases the production of fibers and particles > 500 µm, on average, but also increases the finest particle fraction (Fig. 4).
The use of the primary gas in combination with an improved melt mass flow stabilizes the process (Fig. 3) by the prevention of recirculation and the displacement of the area of atomization further away from the nozzle. A parameter study showed the best parameters at a ratio of $\dot{m}_{PG} / \dot{m}_{SG}$ = 0.15 and $\dot{m}_{PG} / \dot{m}_{L}$ = 0.11. Due to the process stabilization, a reduction of the fiber formation is achieved (Fig. 5). However, the enhanced space between the secondary gas nozzle and the atomization area reduces the momentum between gas and melt what reduces the particle fraction < 90 µm. The influence of this effect becomes less at higher gas pressures, and it is here that the amount of particles < 200 µm improves, which may also be interesting for use in concrete.
The reproducibility of the atomization process has been investigated in four atomization runs with the same parameters which leads to a standard derivation of less than one mass percent for fibers, particles > 300 µm and particles < 90 µm, and a standard derivation of less than three mass percent for particle fractions between 90 and 300 µm.



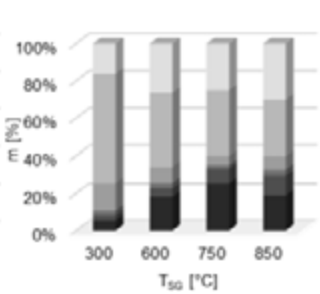


Fig. 4: Particle and fiber mass fraction of the atomized slag with nitrogen in dependence of the secondary gas pressure at a gas temperature of 850 °C (left) and secondary gas temperature at a gas pressure of 1.55 MPa (right)

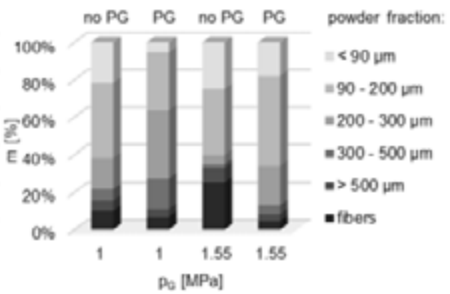


Fig. 5: Particle and fiber mass fraction of the atomized slag with argon in dependence of the use of primary gas (PG) with a secondary gas temperature of 750 °C and a secondary gas pressure of 1 MPa (left) and 1.55 MPa (right)

3.3 Investigation on the atomized powder

The shape of the particles impacts the processability of the powder. The atomized slag mostly has spherical shape in comparison to the common granulated slag (Fig. 6). That leads to a better flowability of the atomized powder, with an angle of repose of α = 32° less than the common produced slag with an angle of α = 50° (Fig. 7).

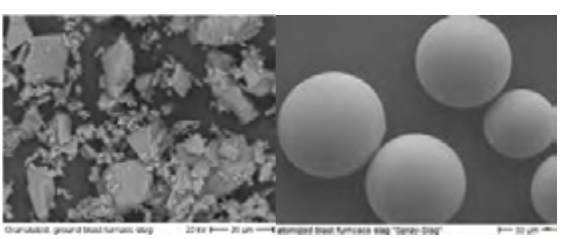


Fig. 6: Particle shape of granulated, grounded slag (left) and atomized slag (right)

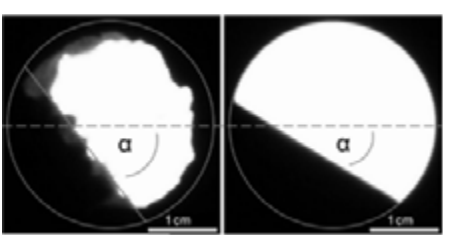


Fig. 7: Angle of repose of granulated, grounded slag (left) and atomized slag (right)

4 BUILDING MATERIAL PROPERTIES OF ATOMIZED BLAST FURNACE SLAGS

4.1 Influence on the workability of binder paste

Binder pastes with a share of 10 wt% classic granulated blast furnace slag have a similar or higher shear resistance along with lower cylinder flow rates than pure cement pastes respectively cement pastes with fly ash components (see Fig. 8 for a share of additives of 10 wt%). This phenomenon may result from the fine sharp-edged particles of the grounded slag. With the addition of the atomized blast furnace slag (“Spray-Slag”) to a cement paste a clearly pronounced "ball bearing effect" (cf. Fig. 7) due to the spherical particles, accompanied by a significantly softer consistency (higher flow rate, lower shear resistance) can be determined (see Fig. 8 and Fig. 9). When adjusting the consistency of the binder pastes 8 % water less are needed for the binder paste containing the atomized particles < 90 µm in comparison with conventional additive fly ash, for which also spherical particle shapes are known (see Fig. 8).

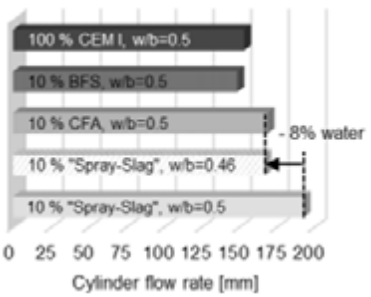


Fig. 8: Cylinder flow rate of cement binder pastes in mm for the reference with 100 wt% Portland cement (CEM I), for samples with each 10 wt% blast furnace slag (BFS), coal-fly ash (CFA) with w/b = 0.5 and 10 wt% atomized blast furnace slag "Spray-Slag" with w/b = 0.46 and 0.5

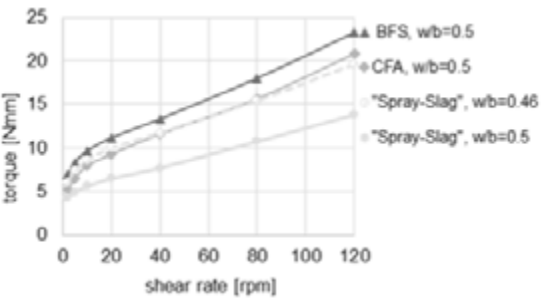


Fig. 9: Shear torque of the binder pastes for samples with 10 wt% of classic additives (granulated blast furnace slag (BFS) and coal fly ash (CFA)) with water-to-binder-ratio 0.5 and 10 wt% of atomized blast furnace slag “Spray-Slag” with w/b = 0.46 and 0.5

4.2 Hydration of atomized blast furnace slag

After exposure to an artificial pore solution, it is found that a reaction border with a needle-like structure is formed on the particles’ surface (see Fig. 10). With microscopic methods these rims are compared to the reaction products on granulated slag particles at various points of hydration time to ensure that the atomization process of the slag does not influence the reactivity of the powder negatively compared to grounded granulated blast furnace slag.

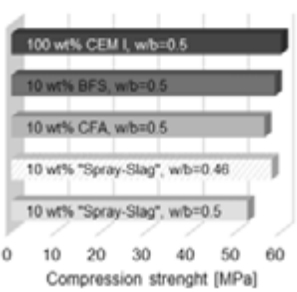


Fig. 10: Compression strength of mortar in MPa after 28 days for the reference with 100 wt% Portland cement, and for samples with 10 wt% BFS, CFA and atomized blast furnace slag “Spray-Slag”

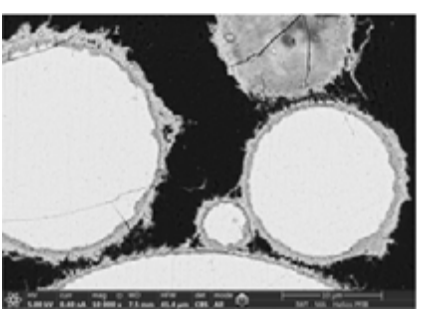


Fig. 11: Scanning electron microscope image of section of the atomized particles after 21 days exposure in the test medium at 10.000x magnification

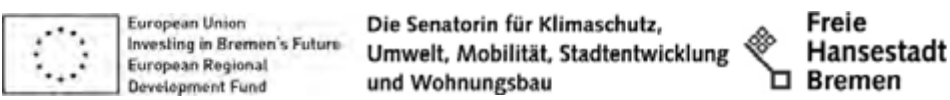
Both, the atomized as well as the grounded particles, have amorphous properties after production. The reaction rims on the surface after alkaline treatment are of similar thickness and composition for both variants after set times of stimulation.
In addition to that, common strength tests show that the compression strength of mortar with a share of 10 wt% atomized blast furnace slag (particle fraction 0-90 µm) is a bit less than with the common additives BFS at constant water content. Due to the spherical shape, the particles provide less surface for the formation of reaction products in comparison with the sharp-edged grounded particles. If, however, the consistency of the binder paste is adjusted (cf. Fig. 8), the compression strength of the sample with reduced water content is similar to the comparable sample with 10 wt% CFA and even to the sample with 10 wt% BFS (Fig. 11).

5 CONCLUSIONS

The atomization of blast furnace slag with the new developed free-fall atomizer for hot gas atomization at gas temperatures < 850 °C showed that the atomization process at increased gas pressure and temperature results in an increased recirculation movement of the gas. This gas recirculation in the region above the atomization area may cause material adhesions at the gas nozzle due to upward melt movements. The continuing melt build-up in the course of atomization potentially terminates of the process. This effect may be avoided by process stabilization by additional primary gas which encases the melt outlet. The improved process stability reduces the amount of fibers and large particles in the slag atomization process.
Compared to ground granulated blast furnace slag there is a considerable improvement in workability of binder pastes containing atomized blast furnace slag. When adjusting the similar fresh binder paste containing the spherical particles to those of binders with known conventional additives, a clearly reduction of water can be achieved while maintaining strength properties of mortars. Investigations on the atomized particles after treatment in alkaline solution show comparable reaction rims to conventional ground blast furnace slag.

6 ACKNOWLEGDGMENTS

The financial support of the “Spray-Slag” project AUF0014 by the BAB Bremer Aufbau-Bank GmbH through the EFRE-Program (European Regional Development Fund) is gratefully acknowledged.



REFERENCES

Bohl, W., Elmendorf, W. (2014) Technische Strömungslehre. Würzburg, Germany: Vogel Buchverlag.
Doschek, K. (2013) Energetische Betrachtung einer Versuchsanlage zur trockenen Granulation von Hochofenschlacke. Master's Thesis, University of Leoben, Austria.
Lohner, H., Czisch, C., Schreckenberg, P., Fritsching, U., Bauckhage, K. (2005) Atomization of viscous melts. Atomization and Sprays, 15(2), pp. 169-180.
Merkel, T. (2021) Production and use of ferrous slag in 2020. Report of the FEhS-Institute, pp. 33-34.
Zhang, H., Wang, H., Zhu, X., Qiu, Y. J., Li, K., Chen, R., Liao, Q. (2013) A review of waste heat recovery technologies towards molten slag in steel industry. Applied Energy, pp. 956-966.

Development of an approximation model for the evaluation of slag treatment strategies

M. Häuselmann[1], J. Rieger[1], H. Schmid[2], S. Wölfelschneider[3], R. Pietruck[3], L. Gronen[4], A. Morillon[4] & M. Omran[5]

[1)] K1-MET GmbH, Resources and Recycling, Leoben, Austria
[2)] voestalpine Stahl GmbH, Research & Development, Linz, Austria
[3)] VDEh-Betriebsforschungsinstitut GmbH, Resource Technology Feedstock, Düsseldorf, Germany
[4)] FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V., Secondary Raw Materials / Slag Metallurgy, Duisburg, Germany
[5)] Oulun Yliopisto, Process Metallurgy Research Group, Oulu, Finland

ABSTRACT: Sustainable management of resources and circular economy are key focal points of research and development activities within the iron and steel industry. In the project Slagreus, a novel approach enhancing internal and external recycling of basic oxygen furnace (BOF) slag has been developed. Taking advantage of different physical and chemical properties of the slag (e.g. density, solidification properties, magnetic susceptibility or thermal expansion), a primary liquid iron enrichment process, followed by a secondary solid iron enrichment process, was established to separate the slag into an iron-rich fraction and a phosphorus- and calcium-rich fraction. Accompanying the small pilot and industrial scale tests within the framework of the project, an approximation model for the assessment of the slag treatment was created. The tool has been developed in Microsoft® Excel (including Visual Basic for Application elements) and shall provide information about expected qualities and quantities of the slag fractions as well as overall yield of the pre-treatment processes based on the available BOF slag analysis. Furthermore, it intends to enable plant operators performing parameter studies to get information about a possible treatment of the slag and thus improving BOF slag utilization.

1 INTRODUCTION

Basic oxygen furnace (BOF) slag is generated during the processing of hot metal to crude steel in the BOF and is an essential metallurgical element of the steel making process. About 120 kg of BOF slag is formed per ton of crude steel, resulting in an annual volume of about 10 Mio tons of BOF slag in the European Union (EUROFER 2021), (World Steel Association 2021). Based on their properties as well as their technical, environmental and legal suitability, slags have various fields of application. Depending on the legal situation of requirements, BOF slag is primarily applied in road construction, whereby minor quantities are used in hydraulic engineering, as cement and concrete additives, in the fertiliser industry or recycled internally. Although BOF slag has considerable potential to be deployed as a secondary raw material, a complete valorisation of BOF slag is currently not viable, due to the volumetric instability/volatility of the free lime in the slag (external recycling) or phosphor content in the slag (internal recycling). Especially considering an enhanced circular economy, efforts are being made to recover and recycle the metal and the mineral fractions of the slag. Therefore, various initiatives have been launched to increase the external and internal utilisation of different types of slags (Algermissen et al. 2017; Burström et al. 2002; Chazarenc et al. 2014; Colla et al. 2017a; Colla et al. 2017b; Pietruck et al. 2016; Stubbe et al. 2013).

The Slagreus project, funded within the frame of the Research Fund for Coal and Steel, Grant Agreement no. 847260, aims to develop an innovative slag treatment strategy consisting of a primary liquid iron enrichment and a secondary solid iron enrichment. Up to now, this approach and combination of procedures has not been explored. As part of the project, a Microsoft® Excel-based prediction tool was developed intending to provide plant operators with an estimation of the outcome of the treatment process. This paper outlines the concept of the tool and its functions.

2 METHODOLOGY

The prediction tool is a mathematical representation of the slag treatment concept (Fig. 1). In a first step (liquid iron enrichment), oxygen is blown onto the slag surface which is slowly cooled at ambient temperature. Due to the slow cooling, the liquid segregation of different types of minerals is enhanced and an iron-rich (lower) layer and an iron-poor (upper) layer are formed. Since this effect is more effective with increased iron content in the slag, a possible treatment of iron-poor slag requires mixing it with iron-rich slag. Secondary iron enrichment is achieved through microwave pre-treatment of the iron-enriched slag fraction, followed by grinding and dry magnetic separation leading to a magnetic (iron-rich) fraction and a non-magnetic (calcium oxide-rich and phosphorus-rich) fraction after the treatment process.

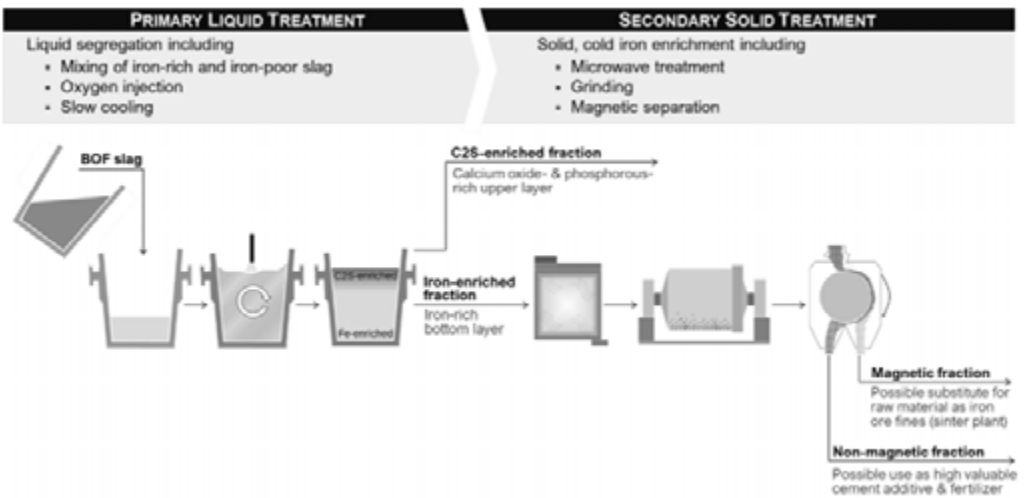


Fig. 1: Slag treatment strategy within the Slagreus project

In order to enable optimal operability in a variety of program environments and under different conditions, the prediction tool has been developed in Microsoft® Excel being a well-known working environment for most employees. The tool is composed of the following calculation modules:

- Iron segregation (slow cooling)
- Microwave treatment
- Grinding
- Magnetic separation

The model pursues a heuristic approach based on mass and energy balances combined with the information available from BOF slag analysis and knowledge regarding the individual treatment processes. The overall methodology for the design and development is a mathematical conversion of the chemical composition into mineral phases and vice versa. Mineralogical analyses and investigations in the project indicated that the most predominant mineral phases are an iron oxide-free, phosphorus-rich phase ($Ca_3P_2O_5$-Ca_2SiO_4, dicalcium silicate phase C2S), a phosphorus-free magnesium- and manganese-rich phase (manganese-magnesio-wustite phase) and a phosphorus-free calcium ferrite. The composition of the phases is calculated from the chemical analysis of the main components. A heat balance analysis and the equation of STOKES form the foundation to mathematically describe the iron segregation (slow cooling), and thus the floating of the C2S crystals. In addition, thermodynamic considerations as well as data from experiments and from the literature were included in the calculation. For solid iron enrichment and the associated microwave treatment and grinding, eight grain size classes have been defined. In each particle size class, all three phases are represented in varying degrees of intergrowth. Furthermore, each of the three phases has a specific magnetic property, regardless of its chemical composition, from which the magnetic separation is derived.

3 DESIGN OF THE TOOL

The prediction tool is an Excel-based offline application containing Visual Basic for Application modules and is composed of several calculation sheets. The design and modular structure of the tool were established using a pragmatic approach with the focus of approximating the expected quality and quantity of the treated slag with minimum input data. If necessary, the tool allows revisions, possible adjustments, and improvements by tracking, evaluating and updating the calculations.

3.1 Functionality and application

The tool requires the user to specify the components of the slag (weight percentage) as well as the mass, temperature and height of the slag heap. The calculation includes the modules liquid segregation, microwave treatment, grinding and magnetic separation and delivers the composition of the output streams as well as information regarding internal and external utilization (Fig. 2).

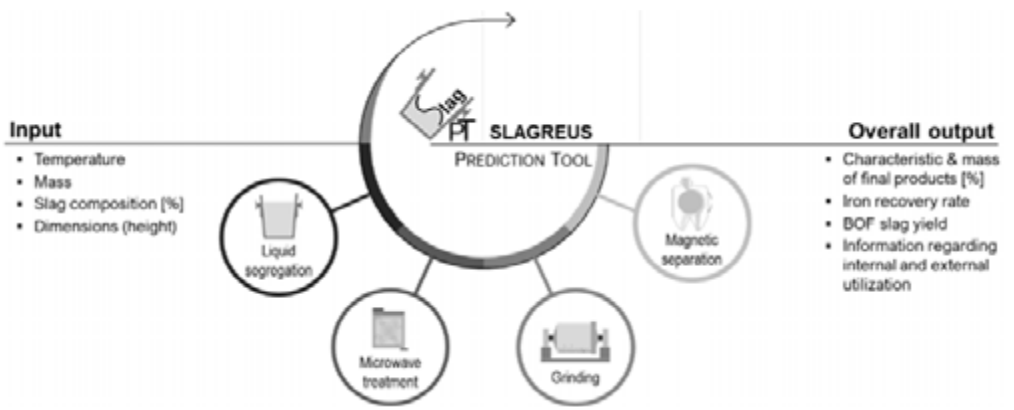


Fig. 2: Modular structure and input and output of the prediction tool

The process chain can be modified in the user interface. Thereby, it is possible to simulate recycle flows back to the first iron enrichment stage, mix two slags with different compositions or merge product flows. Consequently, the impact and usability of a process alteration on the resulting products can be estimated. In case data about the performance of the processes (segregation and magnetic separation) are available, the calculation can be done by entering distribution numbers, determined by the user. When data is entered which is mathematically feasible to calculate but technically impossible to achieve (e.g. a certain temperature cannot be reached with the selected setting), the system issues an alert by displaying a message.

3.2 Results

Based on the information provided, the composition of the output streams, the iron recovery rate and the BOF slag yield are estimated. The user is furthermore provided with information concerning a possible internal or external utilisation. In addition to the products resulting from the overall process, the intermediate products can be displayed according to the respective process steps. The interface displays the results in graphical as well as numerical format. Furthermore, all calculations performed can be stored in a result log and listed in chronological order.
The model thus provides a first estimation of the recyclability of BOF slags with different compositions through the described treatment process and facilitates further determinations of how material flows react to slight changes in the process chain.

4 SUMMARY AND CONLUSION

Slags are highly a valuable by-product in the iron and steel industry offering considerable potential to contribute to circular economy by its recycling. A properly functioning model can be used to "monitor" the process during operation and can provide indications for economic process-based calculations and investment decisions for different scenarios. The presented prediction tool was developed within the Slagreus project allowing a simple and quick approximation of the quantity and composition of the resulting output streams from specific treatment strategies. It is intended to be used by plant operators or research and development staff for parameter studies. The impact of the described treatment strategy on the available slag can be estimated. Furthermore, the sensitivity can be analysed to determine which process parameters (such as composition and dimensions) strongly or weakly influence the slag treatment. Some of the relevant research activities within the project have not yet been completed (amongst others the enhancement of magnetic properties by solid state oxidation under thermal treatment in air, without microwave treatment); however, the model will also be able to present the resulting findings. Based on these findings, suitable recovery options can be determined for each output stream or investigations can be carried out to identify, whether and how the process can be modified to support the recovery of by-products in the iron and steel industry and contribute to the enhancement of the circular economy.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The project “Slagreus - Reuse of slags from integrated steelmaking” receives funding by the European Commission from the Research Fund for Coal and Steel (RFCS) under grant agreement No. 847260 (RFCS-2018).

REFERENCES

Algermissen, D., Morillon, A., Arlt, K.-J., Wolsfeld, N., Rex, M., Mauhart, M., Spiegel, H., Lehtinen, T., Branca, T. A., Colla, V., Ragaglini, G., Pistocchi, C., Romaniello, L., Tuomikoski, S. (2017) *Impact of long-term application of blast furnace and steel slags as liming materials on soil fertility, crop yields and plant health (SLAGFERTILISER).*

Burström, E., Ye, G., Piret, J., Cimarelli, T., & Kühn, M. (2002) *The in-plant by-product melting (IPBM) process.* European Commission.

Chazarenc, F., Meyer, D., Barca, C., Andrès, Y., Gerente, C., Le Coq, L., Reboul, M., Troesch, S., Esser, D., Drissen, P., Rustige, H., Rex, M., Fixaris, M. (2014) *Using slag as sorbent to remove phosphorus from wastewater (Slasorb).*

Colla, V., Alcamisi, E., Matino, I., Romaniello, L., Saiepour, M., Heintz, I., Riesbeck, J., Zetterholm, J., Lundkvist, K., Brämming, M., Wedholm, A., Kylefors, K., Lou, Y., Jain, K., Doyle, S. (2017) *Efficient use of resources in steel plant through process integration (Reffiplant).*

Colla, V., Matino, I., Baragiola, S., Bardella, S., Unamuno, I., Kleimt, B., Rosemann, H., Ivashechkin, P., Klung, J.-S., Cirilli, F., Alonso, A., De Miranda, U., Praolini, F., Tosato, S. (2017) *EIRES - Environmental impact evaluation and effective management of resources in the EAF steelmaking.*

EUROFER. (2021) *European Steel in Figures.* EUROFER.

Pietruck, R., Magnusson, M., Schmid, H., Lindvall, M., & Muotka, L. (2016) PSP-BOF – Removal of phosphorus from BOF slag. *Scanmet V - 5th International Conference on Process Development in Iron and Steelmaking.* Lulea.

Stubbe, G., Harp, G., Marx, K., Ebner, M., Mirabile, D. & Pistelli, M. (2013) *Upgrading and utilisation of residual iron oxide materials for hot metal production (URIOM).*

World Steel Association. (2021) *Fact sheet: Steel industry co-products.* Worldsteel association. Retrieved November 30, 2021, from www.worldsteel.org

Mineralische Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten

F.R. Steindl[1,2], K. Doschek-Held[3], J. Juhart[1], D. Wohlmuth[4] & F. Mittermayr[1]
[1)] Technische Universität Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie, Graz, Österreich
[2)] Technische Universität Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich
[4)] voestalpine Stahl Donawitz GmbH, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Aktuell fallen bei der Stahlerzeugung im integrierten Hüttenwerk diverse Hüttenreststoffe mit fehlender Verwertungsmöglichkeit an. In diesem Beitrag wird die stoffliche Aufwertung dieser Hüttenreststoffe sowie brikettierter künstlicher Mineralfasern zu hüttensandähnlichen Bindemittelkomponenten für die Baustoffindustrie behandelt. Die nach im Vorfeld bestimmten Qualitätsmerkmalen unter Zugabe von Korrekturstoffen thermisch behandelten, glasig erstarrten und fein vermahlenen Materiale zeigen in entsprechenden Prüfverfahren hohe hydraulische Reaktivität (Aktivitätsindex bis > 100 % nach 28 Tagen). Der hohe Glasgehalt und die optimierten chemischen Parameter der aufbereiteten Stoffe wurden als maßgeblich für diese hohe Reaktivität identifiziert. Die Erkenntnisse zeigen die bisher ungenutzte Möglichkeit des Upcyclings von (Hütten)Reststoffen zu reaktiven Bindemitteln für die Baustoffkreislaufwirtschaft auf.

1 EINLEITUNG

Die Baustoffindustrie befindet sich derzeit in einem Spannungsfeld zwischen Klimaschutzbemühungen, Sekundärrohstoffnutzung, Ressourcenknappheit und Abfallproblematik: Baustoffe und sektorübergreifende Prozesse sind für 50 % der weltweiten Treibhausgasemissionen und 75 % des österreichischen Abfallaufkommens verantwortlich (Sobek, 2022; Umweltbundesamt, 2021); weltweit verursacht allein die Produktion von Portlandzement 7 % der Treibhausgasemissionen und ist der Industriesektor mit dem dritthöchsten Energiekonsum (International Energy Agency 2018). Gleichzeitig verursachen Klima- und Umweltschutzbestrebungen in anderen Industriezweigen - wie Ausstieg aus der Kohleverstromung und Wandlung der Stahlherstellung von der klassischen Hochofenroute hin zu Direktreduktions- und Elektrostahlverfahren (International Energy Agency 2020) - eine Verknappung von bisher in der Baustoffindustrie eingesetzten Sekundärprodukten wie Kohleflugaschen oder Hochofenschlacke. Hüttensand, der durch eine schnelle Abkühlung von Hochofenschlacke hergestellt wird, steht dadurch absehbar nicht mehr in ausreichenden Mengen als Klinkerersatzstoff (Lothenbach et al. 2011) zum Zwecke der Ressourcenschonung und CO_2-Einsparung zur Verfügung (Habert et al. 2020). Dieser einerseits durch verstärkte Nachfrage und andererseits verknapptes Angebot verursachte Mangel an Hüttensand als Bindemittelkomponenten könnte allerdings durch die Nutzbarmachung bisher nicht eingesetzter mineralischer Reststoffe und Nebenprodukte gemildert werden: Das Upcycling von bisher bindemitteltechnisch ungenutzten Sekundär- und Reststoffen (z.B. Stahlwerksschlacken, künstliche Mineralfasern = KMF) zu als Bindemittelkomponente nutzbaren Hüttensand-ähnlichen zementösen Materialen kann so neben Entlastungen für die Reststoffproduzenten und Wertstoff-Rückgewinnung auch einen Beitrag zu Ressourcen- und Energieeffizienzsteigerung und Treibhausgaseinsparung in einer Kreislaufwirtschaft zwischen Eisen-, Stahl- und Baustoffindustrie ermöglichen.

1.1 Fragestellung

Die Ausgangsstoffe der vorliegenden Arbeit sind Hüttenreststoffe aus der Sekundärmetallurgie (CCS), aus der Roheisenentschwefelung (REES) und auf Halde liegende Siemens-Martin-Schlacke (SMS), welche unter Zufuhr weiterer Reststoffe und Sekundärmateriale am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben durch carbothermische Reduktions- und Schmelzprozesse aufbereitet wurden - für Details sei auf den entsprechend Konferenzbeitrag

verwiesen (Doschek-Held et al. 2022). Dabei wurden Metalle wie Fe, Mn und Cr ausreduziert, das Schmelzgut durch Nassgranulation abgekühlt und durch Siebung und Magnetscheidung die Metalle von der verbliebenen metallarmen Mineralfraktion (M1-M4) getrennt. Darüber hinaus wurden als Vergleichsmaterial brikettierte KMF (W1-3) durch Aufschmelzen unter Korrekturstoff-Zugabe und Nassgranulieren aufbereitet (siehe auch den Konferenzbeitrag von Doschek-Held et al. 2022). Die Fragestellung des gegenständlichen Beitrags bestand darin, Stoffgemenge für die carbothermische Aufbereitung so zu wählen, dass die verbleibende Mineralfraktion Qualitätsmerkmale von kommerziell eingesetzten Hüttensanden abbildete. Daraus ergab sich die grundlegende chemisch-mineralogischen Charakterisierung sowie der Bestimmung der hydraulischen Aktivität der Ausgangsstoffe und der aufbereiteten Mineralfraktionen, um so fundamentale Informationen zur Eignung der Materiale als Bindemittelkomponente mit Portlandzement zu erhalten.

2 MATERIAL UND PRÜFMETHODEN

Die zu prüfenden Materiale (Ausgangsstoffe, aufbereitete Mineralfraktionen, aufbereitete KMF) wurden homogenisiert, falls nötig auf < 5 mm gebrochenen und mit einer Scheibenschwingmühle auf eine Blaine-Feinheit von ca. 4000 cm^2/g gemahlen. Sämtliche Untersuchungen wurden zum Vergleich auch mit herkömmlichem Hüttensand (HÜS) durchgeführt.
Die chemische Zusammensetzung der Materiale wurde mittels Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) an zuvor bei 950 °C für eine Stunde geglühten Proben bestimmt. Dafür wurden mit den Proben (je ca. 0,6 - 1 g) Lithiummetaborat/Lithiumtetraborat-Schmelztabletten hergestellt und mit Spektrometern vom Typ Bruker Tiger S8 oder Malvern Panalytical Epsilon 4 analysiert.
Die mineralogische Zusammensetzung und der amorphe Anteil der Materiale wurde durch Röntgenpulverdiffraktometrie (P-XRD) festgestellt. Hierfür wurden von mit der Back-Loading-Technik präparierten Proben in einem PANalytical X*Pert PRO Diffraktometer mit Co-K_α-Strahlung (40 kV, 40 mA) zwischen 4 und 85°2θ mit einer Schrittweite von 0.008°2θ und 45 s Zählzeit pro Schritt Diffraktogramme aufgenommen und mit der Software Highscore Plus 3.0.5 durch Rietveld-Verfeinerung ausgewertet. Der amorphe Anteil wurde mit einem externen Standard (NIST SRM 676a, Korundpulver) bestimmt (Jansen et al. 2012).
Die hydraulische Reaktivität (als Maß für die Fähigkeit zur Hydratation) der Pulver wurde mit dem R^3-Schnellverfahren bestimmt (Li et al. 2018): Hierfür wird das zu prüfende Material mit Portlandit, Calcit und einer verdünnten Kaliumhydroxid-Kaliumsulfat-Lösung vermischt und die Wärmefreisetzung durch die hydraulische Reaktion über eine Dauer von bis zu 7 Tagen bei 40 °C sowie anschließend das gebundene Wasser und der verbrauchte Portlandit bestimmt. Die Wärmefreisetzung wurde durch ein isothermes Kalorimeter (Calmetrix I-Cal 4000H) an etwa 85 g Gesamtprobenmenge gemessen, das gebundene Wasser über den Trocknungsverlust zwischen 105 und 350 °C bestimmt und der Portlanditverbrauch durch Thermogravimetrie des reagierten Pulvers (Nietzsch STA 409 EP, Bereich 30-1050 °C, Heizrate 10 K/min) und Vergleich mit der Einwaage festgestellt.
Der Aktivitätsindex, der der Einschätzung der hydraulischen Reaktivität in Kombination mit Portlandzement dient, wurde gemäß ÖN B 3309-1 an Mörtelprismen mit einem Bindemittel aus 75 % Einheitszement (CEM I 42,5 R) und 25 % Prüfmaterial bestimmt (es sei angemerkt, dass hier von der Prüfung laut ÖN B 3309-2 mit 50 % Einheitszement und 50 % Prüfmaterial abgewichen wurde).

3 ERGEBNISSE UND INTERPRETATION

3.1 Chemisch-mineralogische Charakterisierung

Die chemisch-mineralogische Charakterisierung ergab deutliche Unterschiede zwischen den Ausgangsstoffen und den aufbereiteten Mineralfraktionen. Die Gehalte an FeO und MnO der aufbereiteten Stoffe wurden im Vergleich zu den Ausgangsstoffen durch die carbothermische Reduktion deutlich reduziert sowie die Gehalte an CaO, MgO, Al_2O_3 und SiO_2 für eine möglichst gute hydraulische Reaktivität angepasst (Abb. 1). Während die aufbereiteten Mineralfraktionen weitgehend amorph (glasig) sind (siehe Tab. 1 und Abb. 2), weisen die Ausgangsstoffe als langsam abgekühlte Hüttenreststoffe geringe amorphe Gehalte und entsprechend hohe kristalline

Anteile auf. Sie bestehen hauptsächlich aus Ca-Mg-Al-Silikaten (wie z.B. Mischkristalle der Melilith-Reihe $Ca_2Mg_{0.5}AlSi_{1.5}O_7$, Merwinit $Ca_3MgSi_2O_8$, Belit Ca_2SiO_4) und diversen Oxiden (z.B. Fe-Mn-Ca-Oxide, Wüstit FeO, Periklas MgO, Brownmillerit $Ca_4Fe_2Al_2O_{10}$, Magnetit Fe_3O_4 und weitere Spinelle).

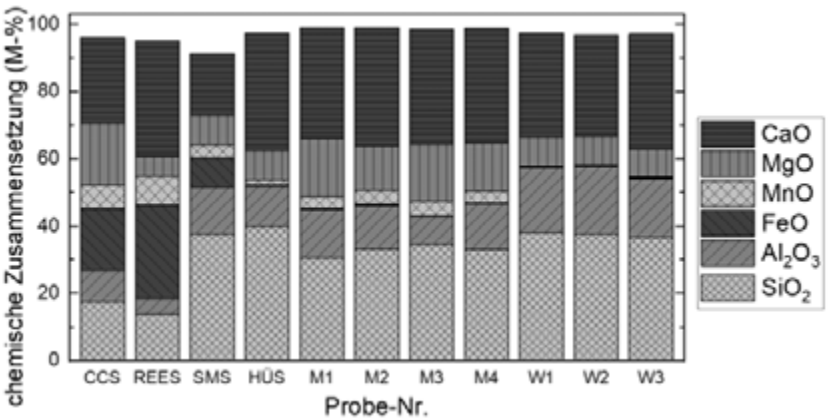


Abb. 1: Hauptelementzusammensetzung der Ausgangsstoffe, der aufbereiteten Stoffe und eines Hüttensands als Vergleich. Ausgangsstoffe enthalten größere Anteile an FeO und MnO, die durch carbothermische Reduktion entfernt wurden (vgl. aufbereitete Mineralfraktionen)

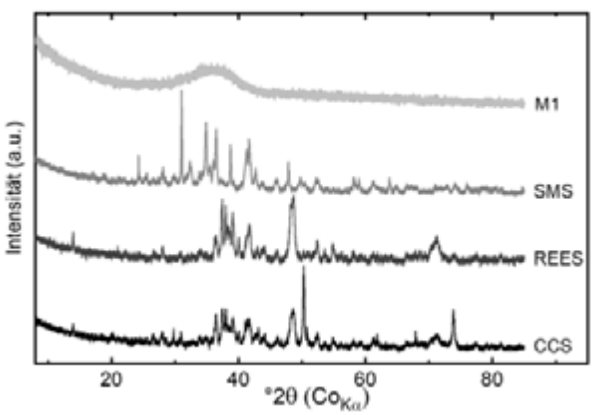


Abb. 2: Diffraktogramme der Ausgangsstoffe und eines beispielhaften aufbereiteten Stoffes (M1). Während die Ausgangsstoffe deutliche Röntgenreflexe aufgrund kristalliner Bestandteile zeigen, sind die aufbereiteten Stoffe weitestgehend röntgenamorph

Anhand einschlägiger nationaler und internationaler Normen (z.B. ÖN B 3309-2, EN 15167-1) und Publikationen (z.B. Ehrenberg 2006a, Kurdowski 2014) wurden Qualitätsmerkmale eruiert, anhand derer die Eignung verschiedener Stoffe als hydraulisches, hüttensand-ähnliches Bindemittel bewertet werden konnte. Im Hinblick auf die hydraulisch Aktivierbarkeit der Materiale wurde neben dem Glasgehalt die chemische Zusammensetzung als grundlegender Faktor für deren hydraulische Reaktivität und damit für die Verwendbarkeit als Bindemittelkomponente in Portlandkompositzement festgestellt. Während die Ausgangsstoffe laut Tab. 1 die gestellten Anforderungen an amorphen Anteil und chemische Zusammensetzung nicht erfüllen, liegen die aufbereiteten Mineralfraktionen deutlich über den Grenzwerten. Um die hohen MnO- und FeO-Gehalte und deren negativen Einfluss auf die Reaktivität abzubilden, wurde ein chemischer Index auf Basis des F-Werts nach Keil (Ehrenberg 2006b, Keil 1942) aufgestellt: $(CaO+0,5*MgO+Al_2O_3)/(SiO_2+FeO+MnO)$. Dieser Wert liegt für die Ausgangsstoffe knapp bei bis deutlich unter 1, für die aufbereiteten Stoffen jedoch zwischen 1,31 und 1,64.

Tab. 1: Amorpher Anteil und maßgebliche chemische Indices der untersuchten Ausgangsstoffe und aufbereiteten Mineralfraktionen

Merkmal	amorpher Anteil (M-%)	Basizität [1] (-)	$CaO+MgO+SiO_2$ (M-%)	mod. F-Wert [2] (-)
Anforderung	≥66, ideal >95	≥1,00	≥66	-
CCS	27	2,52	61,50	1,04
REES	39	2,94	53,77	0,84
SMS	27	0,72	64,81	0,73
HÜS	98	1,10	83,50	1,23
M1	100	1,65	80,72	1,64
M2	100	1,45	81,63	1,44
M3	100	1,48	85,58	1,31
M4	100	1,46	81,30	1,47
W1	100	1,05	77,45	1,43
W2	100	1,02	76,20	1,42
W3	100	1,15	79,07	1,48

[1] definiert als $(CaO+MgO)/SiO_2$

[2] modifiziert nach Keil (1942) (siehe Text für Erklärung)

3.2 Untersuchung der hydraulischen Aktivität

Die Untersuchung der chemischen Reaktivität im R^3-Test ergab deutliche Unterschiede zwischen den Ausgangsstoffen einerseits und den aufbereiteten Stoffen (Mineralfraktionen aufbereiteter Hüttenreststoffe, aufbereitete KMF inklusive HÜS als Vergleich) andererseits. Aufbereitete Hüttenreststoffe zeigen Aktivitätsindices von > 90 % nach 28 Tagen und > 100 % nach 90 Tagen (Vorgaben laut ÖN B 3309-1: > 90 % nach 28 Tagen). KMF zeigen etwas geringere hydraulische Aktivität, konnten aber im Untersuchungszeitraum bis 90 Tage immer noch zufriedenstellende Ergebnisse > 90 % liefern. Demgegenüber zeigen die Hüttenreststoffe als Ausgangsmaterial deutlich geringere, unzureichende Aktivitätsindices bis etwa 80 % nach 28 Tagen, was nur unwesentlich höher als weitgehend inertes Quarzpulver ist.

Die chemische Reaktivität, die mit dem R^3-Verfahren bestimmt wird, liefert übereinstimmende Ergebnisse: Aufbereitete Hüttenreststoffe und KMF setzen während des Versuchs signifikante Hydratationswärme frei und führen durch die Bildung von hydratisierten Zementphasen zur Bindung von Wasser und Verbrauch von Portlandit. Demgegenüber ist der Portlanditverbrauch und der Anteil an gebundenem Wasser der nicht aufbereiteten Hüttenreststoffe deutlich geringer und die freigesetzte Hydratationswärme kaum messbar. In diesem Zusammenhang muss auch erwähnt werden, dass ein gewisser Portlanditverbrauch durch Karbonatisierung während der Prüfdauer verursacht und dementsprechend nicht der Reaktion zu Zementphasen zugeschrieben werden kann. Der etwas höhere Portlanditverbrauch der aufbereiteten KMF ist vermutlich auf deren geringeres CaO/SiO_2-Verhältnis zurückzuführen, wodurch das hydraulisch aktivierte Material bei der Reaktion mehr externes Calcium binden kann.

Ein Vergleich des 28-Tage-Aktivitätsindex mit der im R^3-Verfahren freigesetzten Wärme zeigt die deutliche Korrelation der beiden Verfahren (Abb. 3A). Nicht berücksichtigte Einflüsse wie unterschiedliche Temperatur (20 °C bei Aktivitätsindex, 40 °C bei R^3) sowie Ungenauigkeit der jeweiligen Prüfverfahren verschlechtern die Korrelation. Werden die Werte der freigesetzten Wärme aus dem R^3-Verfahren mit einem chemischen Index (modifizierter F-Wert, siehe Tab. 1) verglichen, kann eine deutlich bessere Korrelation erreicht werden (Abb. 3B). Dies ist ein deutlicher Hinweis auf den wesentlichen Einfluss der chemischen Zusammensetzung auf die hydraulische Reaktivität der untersuchten Materiale und schlackenartiger Stoffe im Allgemeinen und zeigt auch Möglichkeiten auf, chemische Indices zur Prognose von Stoffeigenschaften (Aktivitätsindex, Reaktivität) heranzuziehen.

Tab. 2: Aktivitätsindex und Reaktivitätskennzahlen des R^3-Verfahrens

Prüfung	Aktivitätsindex nach ÖN B 3309-1			R^3 Reaktivität		
	7 Tage	28 Tage	90 Tage	Hydrations-wärme	gebundenes Wasser	Portlandit-verbrauch
Einheit	%	%	%	J/g Schlacke	g/100 g Leim	g/100 g Schlacke
Quarz[1)]	73	80	89	-	-	-
CCS	78	80	91	28,0	1,6	48,9
REES	76	75	78	5,9	1,5	53,0
SMS	53	77	90	-	1,2	54,2
HÜS	90	103	111	325,5	4,3	90,3
Ref1[2)]	82	102	-	432,4	4,8	71,2
Ref2[2)]	78	103	-	454,1	6,2	94,8
M1	92	102	113	534,5	5,4	84,4
M2	85	97	111	347,6	4,9	77,9
M3	85	93	105	257,0	4,6	78,3
M4	88	95	109	394,5	5,4	85,3
W1	70	85	-	331,3	6,0	124,5
W2	72	88	107	336,4	6,1	125,2
W3	74	97	-	377,9	6,1	102,2

[1)] als weitgehend inertes Vergleichsmaterial;
[2)] Referenzwerte französischer bzw. indischer Hüttensande aus Li et al. (2018)

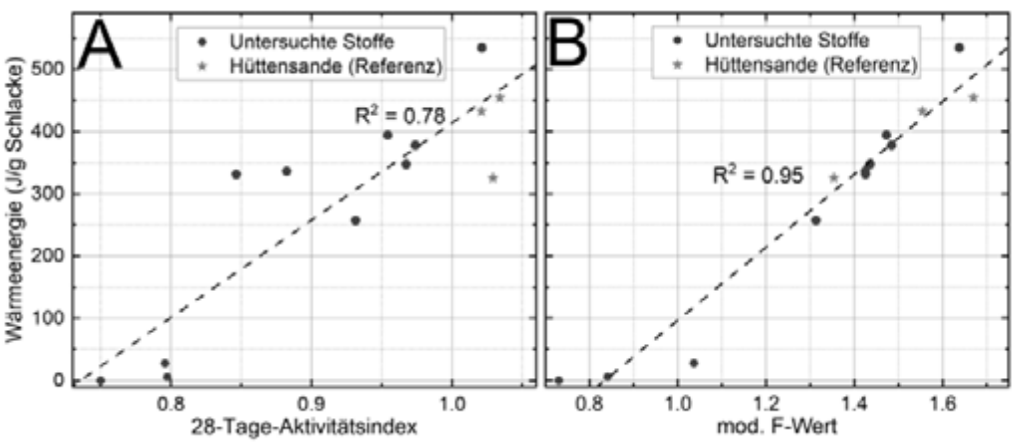


Abb. 3: A: Vergleich der bei der R^3-Prüfung freigesetzten Wärmeenergie und des Aktivitätsindex der untersuchten Proben nach 28 Tagen. B: Vergleich der bei der R^3-Prüfung freigesetzten Wärmeenergie mit dem modifizierten F-Wert als chemischem Index der Reaktivität

Die Ergebnisse zeigen übereinstimmend, dass die Fe- und Mn-reichen, wenig amorphen Hüttenreststoffe eine zu geringe hydraulische Reaktivität für eine ausreichende Eignung als Zementkomponente aufweisen. Demgegenüber stehen durch carbothermische Reduktion aus diesen Hüttenreststoffen bzw. KMF gewonnene, Fe- und Mn-abgereicherte, durch Korrekturstoffe chemisch modifizierte und durch Nassgranulation glasig erstarrte „Recyclinghüttensande“, die eine hydraulische Reaktivität ähnlich jener bzw. sogar über jener von herkömmlichem Hüttensand (im Fall von M1) aufweisen. Die grundlegende Eignung der aufbereiteten Stoffe als Bindemittel in Kombination mit Portlandzement ist dementsprechend als gegeben anzusehen.
Weitere Untersuchungen an diesen und weiteren aufbereiteten Materialen werden angestrebt, um die Verwendbarkeit als Baustoff umfassend zu charakterisieren. In diesem Zusammenhang ist auch eine weitere Modifikation des F-Werts angedacht, um den Einfluss der chemischen Zusammensetzung auf die hydraulische Reaktivität noch besser abbilden zu können.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Im Gegensatz zu Hüttensand aus Hochofenschlacke finden Reststoffe wie Stahlwerksschlacken oder künstliche Mineralfasern aktuell keine Anwendung in der Herstellung von hydraulischen Bindemitteln. In dieser Arbeit wurden als wichtigste Merkmale für eine hohe Reaktivität und damit gute Bindemitteleignung von Hüttensand ein hoher Glasanteil und eine günstige chemische Zusammensetzung festgestellt - insbesondere ein hoher Anteil an CaO, SiO_2, Al_2O_3 und MgO, hohe (CaO+MgO)/SiO_2-Verhältnisse (>1,0, besser >1,2) und möglichst geringe Gehalte an Störstoffen wie Fe- und Mn-Verbindungen. Durch carbothermische Reduktion und Schmelzbehandlung unter Zugabe von Korrekturstoffen und anschließender Nassgranulation konnte die chemische Zusammensetzung der Ausgangsstoffe (Hüttenreststoffe, künstliche Mineralfasern) angepasst und der gewünschte hohe Glasanteil erreicht werden. Anschließende Prüfungen des Aktivitätsindex und der chemischen Reaktivität zeigten, dass die Behandlungsschritte ein für den Bindemitteleinsatz ausreichend reaktives, hüttensand-ähnliches Material produzieren konnten, während die Ausgangsstoffe unzureichend als Bindemittelkomponente geeignet wären. Ein chemischer Index, der sich auf die Gehalte von CaO, MgO, Al_2O_3, SiO_2, FeO und MnO stützt, wurde als geeignetes Werkzeug zur Abschätzung der hydraulischen Reaktivität identifiziert. Die Ergebnisse zeigen, wie durch die Verwertung potenzieller Reststoffe neue, nachhaltige Bindemittelkomponenten (z.B. für Portlandkompositzemente) für eine CO_2-arme und energieeffiziente Baustoffkreislaufwirtschaft bereitgestellt und Engpässe traditioneller Zementzusatzstoffe kompensiert werden können.

5 DANKSAGUNG

Der gegenständliche Beitrag entstand im Zuge des Forschungsprojektes „UpcycSlag-Binder“, das im Rahmen des Programms „Green Tech 100 – 1 Earth, 0 Carbon, 0 Waste“ aus Mitteln des Zukunftsfonds Steiermark und des Klimaschutzfonds der Stadt Graz gefördert wird.

LITERATUR

Doschek-Held, K., Mimra, C., Sattler, T., & Steindl, F. R. (2022) Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie. In Recy&DepoTech 2022. Leoben.

Doschek-Held, K., Steindl, F. R., Krammer, A., & Eisner, P. (2022) Thermische Behandlung und Konditionierung von Hüttenreststoffen zur stofflichen Verwertung. In Recy&DepoTech 2022. Leoben.

Ehrenberg, A. (2006a) Hüttensand - Ein leistungsfähiger Baustoff mit Tradition und Zukunft. Teil 1. Beton-Informationen, 4, 35–63.

Ehrenberg, A. (2006b) Hüttensand - Ein leistungsfähiger Baustoff mit Tradition und Zukunft. Teil 2. Beton-Informationen, 5, 67–95.

Habert, G., Miller, S. A., John, V. M., Provis, J. L., Favier, A., Horvath, A., & Scrivener, K. L. (2020) Environmental impacts and decarbonization strategies in the cement and concrete industries. Nature Reviews Earth and Environment, 1(11), 559–573.

International Energy Agency (2018) Technology Roadmap Low-Carbon Transition in the Cement Industry.

International Energy Agency (2020) Iron and Steel Technology Roadmap.

Jansen, D., Goetz-Neunhoeffer, F., Lothenbach, B., & Neubauer, J. (2012) The early hydration of Ordinary Portland Cement (OPC): An approach comparing measured heat flow with calculated heat flow from QXRD. Cement and Concrete Research, 42(1), 134–138.

Keil, F. (1942) Das Merkblatt für Zementschlacke. Zement, 31, 208.

Kurdowski, W. (2014) Cement and Concrete Chemistry Dordrecht: Springer.

Li, X., Snellings, R., Antoni, M., Alderete, N. M., Ben Haha, M., Bishnoi, S., Scrivener, K. L. (2018) Reactivity tests for supplementary cementitious materials: RILEM TC 267-TRM phase 1. Materials and Structures, 51(6), 151.

Lothenbach, B., Scrivener, K., & Hooton, R. D. (2011) Supplementary cementitious materials. Cement and Concrete Research, 41(12), 1244–1256.

Sobek, W. (2022) Über das Bauen in der Zukunft, Eröffnungsvortrag GCSC am 22.06.2022.

Umweltbundesamt (2021) Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021.

Modification of the sewage sludge ash P-mineralogy by thermo-chemical treatment with LF slags

L.H. Gronen[1], H-P. König[1], D. Algermissen[1], M. Gebser[2], K. Stephan[2], U. Siemann[3], P. Drissen[1] & W. Krumm[2]
[1)] FEhS Building Materials Institute e.V., Duisburg, Germany
[2)] Chair of Energy and Environmental Process Engineering, University of Siegen, Siegen, Germany
[3)] Entsorgungsbetrieb der Stadt Siegen, Siegen, Germany

ABSTRACT: As an essential nutrient Phosphorus (P) is an important constituent in fertilisers used in agriculture. However, almost the entire amount of P used in Europe must be imported from sources worldwide. High amounts of P are concentrated in sewage sludge from mostly municipal sewage. From 2029 P-recycling from sewage sludge is mandatory for wastewater treatment plants in Germany. In this study, a process which uses a thermo-chemical treatment of sewage sludge ash (SSA) with Ca-carriers, is developed. The method succeeds in producing materials which match the demands for plant available P and as proven by chemical extraction and pot trials as required by national and European regulations for fertilisers. This was achieved by treating the molten SSA with burnt lime and slags from Ca-rich ladle furnace (LF-slag) which results in the formation of better soluble P-minerals in comparison to the phases whitlockite and apatite mostly abundant in SSA.

1 INTRODUCTION

Phosphorous is one essential element and thereby an important nutrient for plant and animal growth. In the form as phosphate, it is one major constituent in fertilising materials for agriculture (Tulsidas et al., 2019). The three most important exporting nations worldwide are China and Morocco followed by the USA with an annual production of 90 Mt, 37 Mt and 24 Mt of phosphate rock, respectively (Jasinski, 2021). Jasinski (2020) summarized a world production of 223 Mt and a static reserve of approx. 71 Gt. The demand for P-fertilisers in the EU in the year 2010 was with a quantity of 4 Mt low in comparison to other regions as Asia whereas annually approx. 25 Mt P-fertiliser are used (Killiches, 2013). In Europe, only in Finland, a significant amount (1 Mt/a) of rock phosphate from magmatic type deposits is mined (Neukirchen & Ries, 2016) (Jasinski, 2021). Thereby, most of the used P-fertilisers, despite farmyard manures, must be imported from countries outside the EU which means an immense dependency on such imports. Because of the import dependency, in the German national regulation for sewage treatment (AbfKlärV, 2017) P-recycling from SSA is mandatory for wastewater treatment facilities with a capacity ≥ 250,000 citizen units from 2029.
Sewage and finally sewage sludge produced in wastewater treatment facilities is the most important anthropogenic source for P. Nowadays, sewage sludge is treated by onsite drying and often external incineration to SSA. As reported by (Drissen & Rex, 2016) SSA can contain P_2O_5 in a range of 5-25 wt.%. The most dominant phosphate minerals found in the SSA are whitlockite and apatite (Drissen et al., 2016). Latter phase can also be found as major P-carrier in most phosphate rock. However, both phases show, in general, low plant availability and, consequently, low fertilizing efficiency in pot trials as well as on site experiments where these phosphate-minerals are applied directly (Drissen & Rex, 2016) (Rex et al., 2013). Hence, several authors suggest the thermo-chemical treatment of SSA to generate P-phases featuring higher plant availability with different additives and methods. For enhanced plant available P (Herzel et al., 2021) developed a process at pilot scale which uses an eutectic mixture of K_2SO_4 and Na_2SO_4 as additive to SSA to produce K-Na containing P-phases of which good plant availability are attested. Another way of treatment was suggested by (Rex et al., 2013) by the injection of SSA and animal meat ash into molten Ca-rich converter slag. For the created products high plant availability of the P-phases were proven by chemical as well as by plant trials. As major P-carriers Ca-Si-P phases as nagelschmidtite and silicocarnotite were identified (Drissen et al., 2016).

In the project Sludge2P sewage sludge is recycled in a process of two steps. In the first step, synthetic gases as H_2 and CH_4 and sewage sludge ash are produced from the dried sludge by a combined pyrolysis combustion system (IPV) (Gebser et al., 2021). In the second step, presented in this study, the produced SSA from incineration is used for larger scale melting experiments to modify the chemical and mineralogical composition of the SSA by the thermo-chemical treatment. The focus here is on the formation of P-minerals featuring higher solubilities and thereby enhanced plant availability. This can be achieved by the addition of Ca-carriers as burnt lime and LF-Slags to the liquid phase. Based on 3 mixtures of SSA, lime and LF-Slag the experiments were conducted with a Top Blow Rotary Converter (TBRC) to produce 3 individual products. These products are further surveyed for their chemical and mineralogical composition for understanding the bond of P in the mineralogical assemblage. These properties as well as fertilising parameters as P-solubility and trace metal concentrations are discussed with main emphasis on the application of the products as P-fertiliser in accordance with German and European fertiliser regulations.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Used raw materials

SSA from sewage treatment plant of Siegen (ESi) was used for the experiments. The sewage sludge was dried on site and conventionally incinerated in a fluidized bed furnace at an external supplier (WFA-Elverlingsen). As Ca-carriers, burnt lime and LF-slag, were used in the recipes for the conducted experiments. The chemical compositions of the utilized raw materials are given in Tab. 1. Used burnt lime was assigned as pure featuring a CaO content > 95 wt. %. Thereby, significant contaminations by the lime can be neglected.

2.2 Furnace Experiments

Three different mixtures of SSA, LF-Slag and burnt lime were investigated by melting experiments. The sample mixtures (S2P-1, S2P-4 and S2P-5) were prepared by pelletizing to particle size of 2-3 mm. The experiments were conducted within the TBRC at the Department of Nonferrous Metallurgy (MU Leoben). The unit was equipped with a sample vessel of 40 l working volume utilizing MgO refractory. Charging pure Fe cathode material (ARMCO) utilized as metal bath for better heat transfer failed due to oxidation of pure Fe during slagging step of the refractory. In the following experiments charging Fe was renounced. 60 kg of sample pellets were charged in 3 x 10 kg portions packed in paper bags each within two individual batches. Afterwards each charging the furnace was heated for approx. 30 min up to the tapping temperature of 1450 °C. After tapping into pots and cooldown, the sample material was crushed manually, and subsamples were taken for further investigations.

2.3 Analytical Methods

For the different types of analysis, subsamples were crushed initially by a jaw crusher (Retsch). Produced particulate material (< 1 mm) was further comminuted for 3 min in a ball mill (TTS, Siebtechnik) to a fineness in accordance with German national fertiliser regulation (DüMV 2012, 2012). Corresponding samples were used for the determination of the chemical and mineralogical composition as well as for pot trials. For the latter investigation approx. 1.5 kg of each sample was supplied to the experiment facility.
The chemical composition was determined by XRF (X-ray fluorescence) on Li-borate fusion disc using a Zetium EDX/WDX (Malvern Panalytical) instrument. Trace element concentrations were surveyed after aqua regia fusion. The pulps were measured with an iCAP-RQ (ThermoScientific) ICP mass spectrometer. The same instrument was utilized for the determination of the P_2O_5 solubility by different solvents as citric acid (CA), neutral ammonium citrate (NAC), formic acid (FA) and deionized water. The extraction experiments were performed according to (VDLUFA, 2011). The mineralogical composition was determined by XRD (X-ray diffraction) on sample powders with a fineness < 63 µm. The measurements were performed semi-quantitatively with a X'Pert MPD diffractometer (Malvern Panalytical) using Cu $K_{\alpha 1}$ radiation (45 kV tension, 40 mA current).

2.4 Pot Trials

Pot trials are currently carried out by HGoTECH GmbH at Bonn University, Germany. Corn and oil seed rape (osr) are cultivated in Kick-Brauckmann pots, each filled with 7.5 kg of a standardized substrate. Phosphorous application is varied at three levels, i.e. level 1 is a control treatment without P, level 2 is 50% of the expected P demand, and level 3 is 100% of the expected P demand. All other nutrients were supplied in sufficient doses to avoid growth retardations and nutrient deficiencies due to other causes than P availability.
In addition to the three test fertiliser treatments (S2P-1, S2P-4, and S2P-5), two reference treatments are implemented. SSA is used as a not directly plant available reference P-fertiliser and triple super phosphate (TSP) is used as water-soluble and directly plant available P-fertiliser.

3 RESULTS

3.1 Chemical Composition

In Tab. 1 the major element compositions as well as the P_2O_5 concentrations obtained by the different extraction agents are given for the used raw materials as well as for the products of the melting experiments. The composition of the SSA shows concentration of 12.6 wt. % of total P_2O_5. Recognizable SiO_2 content of 37.8 wt. % is inherited from the incineration where pure quartz sand was applied as inert bed material. Sample S2P-1 represents a mixture of 70 wt. % of the SSA and 30 wt. % burnt lime as indicated by the enrichment of CaO. In the product concentrations of P_2O_5 and other constituents does not follow the dilution ratio which is ongoing to an increase in the Fe_2O_3 value. The Fe enrichment can be explained by contamination with residual pure Fe not being cleaned out of the furnace vessel from the prior experiment. For the other sample products such Fe contamination is not indicated by the data listed in Tab. 1. In S2P-4 and -5 CaO content was adjusted by adding LF-slag (40 wt.% SSA + 60 wt.% LF-slag) and a LF-slag burnt lime mixture (50 wt.% SSA + 40 wt. % LF-slag + 10 wt.% CaO) to a target value of app. 30 wt. % which was achieved in both samples. The impact of the LF-slag can be recognized for the sample S2P-4 showing a slight enrichment in Al_2O_3 and MgO in comparison to sample S2P-5. In the treated materials P_2O_5 concentrations of 5.1 wt. % and 6.4 wt. % were observed. The data in Tab. 1 indicate that P_2O_5 concentrations of the products are controlled by the P_2O_5 content of the SSA, dominantly.
For all the investigated samples water soluble P_2O_5 was determined to values < 0.1 wt. %. As additional solvents CA, NAC and FA show different amounts of extractable P_2O_5. For CA concentrations between 6.9 wt. % and 2.3 wt. % were determined for the sample products. For S2P-1 and S2P-4 the most of P_2O_5 was extracted by CA followed by NAC. Only for sample S2P-5 a different behaviour can be observed by the fact that for this samples FA tend to be the most effective solvent by a yield as twice as high as observed for CA.

Tab. 1: Major element composition of used raw materials and of the products from TBRC trials. Further, the P_2O_5 yield is shown for different extraction agents

	Unit	SSA	LFS	S2P-1	S2P-4	S2P-5
CaO	wt.%	12.0	45.4	30.0	29.7	32.9
SiO_2	wt.%	37.8	5.6	20.8	20.2	22.3
Al_2O_3	wt.%	12.1	28.0	7.0	21.8	17.1
K_2O+Na_2O	wt.%	2.5	0.0	1.3	1.1	1.3
MgO	wt.%	2.3	10.2	1.9	7.2	5.3
MnO	wt.%	0.2	0.9	0.1	0.6	0.4
Fe_2O_3	wt.%	16.0	6.2	31.1	12.2	12.4
$P_2O_{5\ total}$	wt.%	12.6	0.4	6.6	5.4	6.8
P_2O_5 (CA)	wt.%	7.1	0.4	6.9	5.1	2.3
P_2O_5 (NAC)	wt.%	5.1	0.4	6.4	3.3	3.5
P_2O_5 (FA)	wt.%	5.1	0.2	3.9	4.1	5.0

Tab. 2 lists the trace element composition of the raw materials as well as of the products S2P-1, -4 and -5. It can be observed that SSA and LF-slag show significant differences regarding the

trace element distribution. In the SSA Cr, Cd, Cu, Ni, Pb and nevertheless Zn feature significant higher concentrations in comparison with the values of the LF-slag. For V, however, a vice versa distribution can be recognized. Hence, the trace element distribution in the products is linked to the applied mixture as it is demonstrated for V in the samples S2P-4 containing the highest amount of LF-slag shows the highest V abundance, correspondingly. For the samples S2P-1, the Ni concentration of 146 mg/kg exceeds the limit value of 80 mg/kg postulated by the German fertiliser regulation (DüMV 2012, 2012). For the trace metals deviations from the dilution series can be recognized. The unquantified uncertainties can be explained by a heterogeneous distribution of the elements at trace level. Further, for Zn and Pb fuming off can be expected at the experiment temperature explaining the depletion indicted in Tab. 2.

Tab. 2: Distribution of trace metals in used raw materials as well as for the products from TBRC trials

	Unit	SSA	LFS	S2P-1	S2P-4	S2P-5
As	mg/kg	27	0.6	10	7	8
Cd	mg/kg	10	0.1	1	1	1
Cr	mg/kg	833	527	152	152	97
Cr^{VI}	mg/kg	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cu	mg/kg	1955	527	15	554	596
Hg	mg/kg	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	0.1
Ni	mg/kg	530	15.2	146	52	68
Pb	mg/kg	373	2	85	64	72
Co	mg/kg	38	2.5	16	18	15
Tl	mg/kg	1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Zn	mg/kg	5530	28	1640	732	1010
V	mg/kg	187	305	59	163	141

3.2 Mineralogical composition

The mineralogical composition of the educts and the samples S2P-1, -4 and -5 are given in Tab. 3. In the untreated SSA as P-carrier whitlockite can be identified. As major constituents' quartz was observed together with minor amounts of feldspar, Fe-spinel (magnetite) and anhydrite. The used LF-slag mainly consists of dicalcium silicates (C_2S) and mayenite. For the products from the thermo-chemical treatment most of the P tends to be bond in the targeted phases silicocarnotite and nagelschmidtite. In all products trace to minor amounts of apatite can be found as well. In S2P-1 diopside (CPx) can be observed as Ca-silicate. The other samples show melilite (åkermanite) as major component. Further, all products show Fe-Mg Spinel series minerals as magnetite on minor or major level.

Tab. 3: Mineralogical composition of the educts and of the samples S2P-1, -4 and -5, qualitatively

Phase	Formular	SSA	LFS	S2P-1	S2P-4	S2P-5
Quartz	SiO_2	+++	-	-	-	-
Albite	$NaAlSi_3O_8$	++	-	-	-	-
Clinopyroxen	$Ca(Mg,Fe)Si_2O_6$	-	-	+++	+	-
Apatite	$Ca_5(PO_4)_3$	-	-	+	++	++
Whitlockite	$Ca_9(Mg,Fe)PO_3(OH)\|(PO_4)_6$	++	-	-	-	-
Nagelschmidtite	$Ca_3(PO_4)_2{\cdot}2(\alpha\text{-}Ca_2SiO_4)$	-	-	-	-	++
Silicocarnontite	$Ca_5[(PO_4)(SiO_4)](PO_4)$	-	-	++	++	-
Fe-Mg Spinel	$Fe_3O_4 – MgFe_2O_4$	+	+	+++	++	++
Anhydrite	$CaSO_4$	+	-	-	-	-
Mayenite	$Ca_{12}Al_{14}O_{32}$	-	++	-	-	-
$\gamma\text{-}C_2S/\beta\text{-}C_2S$	Ca_2SiO_4	-	+++	-	-	-
Melilite	$Ca_2(Al,Mg)(Si,Al)_2O_7$	-	++	-	+++	+++
Periclase/Brucite	$MgO/Mg(OH)_2$	-	++	-	-	-
Lime	CaO	+	-	-	-	-

+++ = major phase, ++= minor phase, += trace phase, - = absent

3.3 Pot Trials

For the pot trials, only preliminary results can be presented in this study since the trials are not harvested by now. In Fig. 1 the plants of osr (left) and corn (right) are displayed after approx. three-month of plant growth. The upper row of plant pots shows both crops supplied with the reference fertiliser SSA. For the SSA a clear growth retardation can be recognized in comparison to the three-test fertiliser S2P- 1, -4 and -5 treatments below. Best plant growth had been observed in the TSP treatment (pictures not displayed). Surprisingly, it had been observed that plants of the un-fertilised control treatment looked slightly better than those of both fertilisation levels of the SSA treatment (pictures not presented). This observation might be validated and explained after having harvested the pots and analysed the plant material for nutrient and contaminant content.

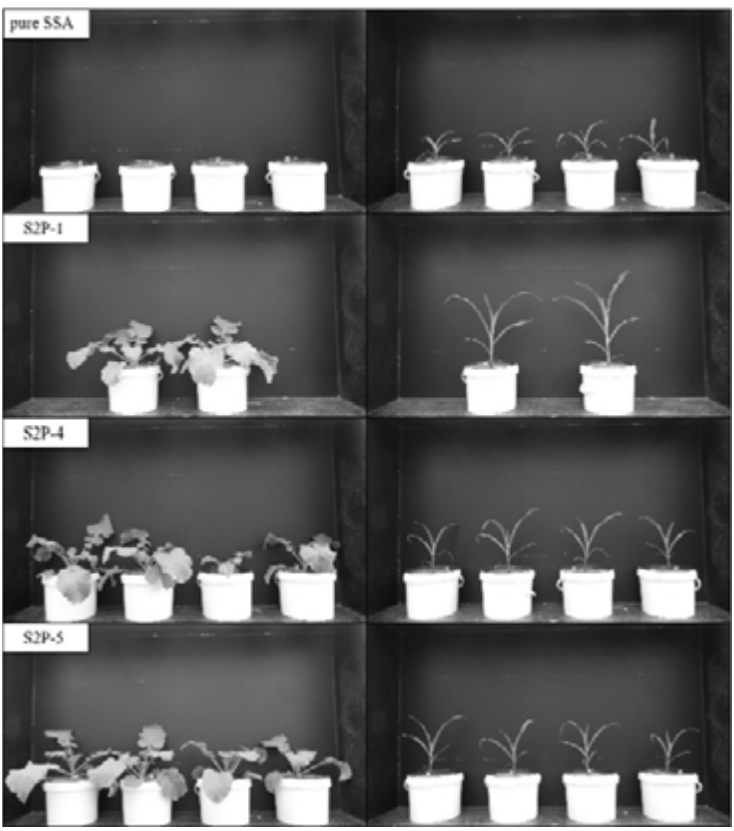


Fig. 1: Preliminary results of the pot trials after a growth period of approx. 3 month (April - June 2022). The rows show the plant evolution for osr (left) and corn (right) for the products used as phosphate source at fertilising level 2

4 DISCUSSION

As indicated by the XRD data displayed in Fig. 2, the developed thermo-chemical treatment with addition of Ca-carriers succeeds in forming the targeted Ca-Si-P phases as silicocarnotite and nagelschmidite. The addition of LF-slag leads further to the development of melilite minerals due to the amount of Al and Mg brought into the liquid system by the slag. The results are in line with the observations made by (Drissen et al., 2016) where similar mineralogy was created by the addition of SSA into Ca-rich converter slag during blowing. The addition of burnt lime tends to favour the formation of silicocarnotite whereas LF-slag leads to the formation of nagelschmidite. The formation of minor amounts of apatite can be interpreted as an undersaturation of Ca which

was incorporate into the abounded Ca-silicates as the melilite group minerals. For samples S2P-1 recognizable CaO indicates a Ca oversaturation. However, for all samples P-availability was proven in the pot trials in contrast to the untreated SSA.

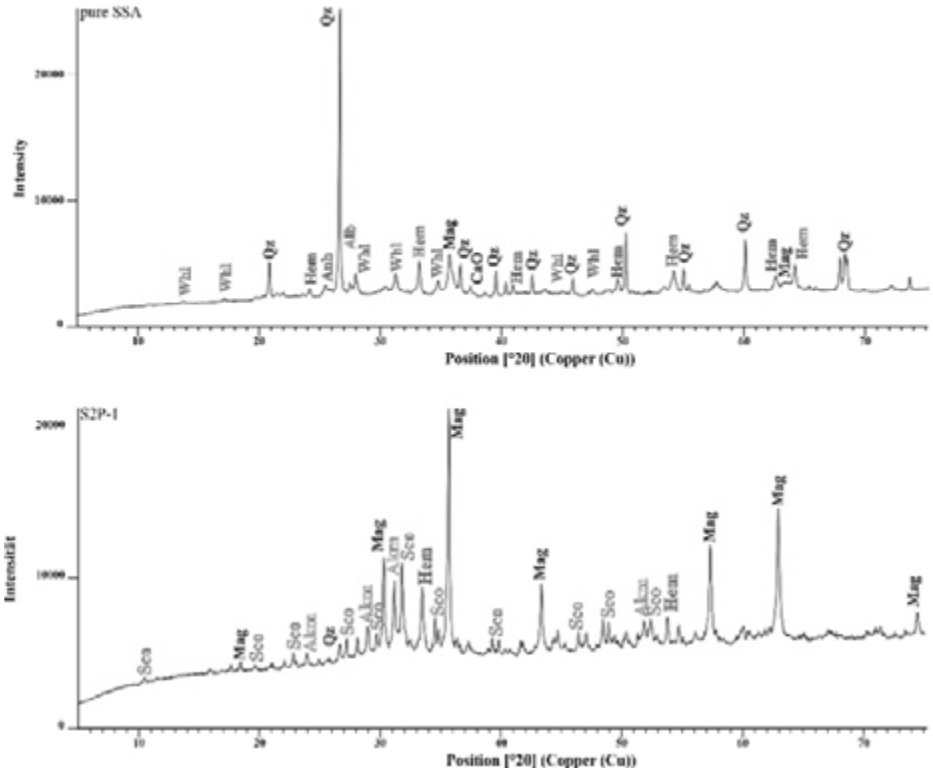


Fig. 2: XRD patterns of the untreated SSA and S2P-1

Application of untreated SSA shows some negative effects on the plant growth, but the detailed investigation of this fact is beyond the scope of this article. The results of the pot trials are in line with the results of the P-extraction experiments conducted on the samples. The P_2O_5 yields for the SSA as well as for the products are presented in Fig. 3. For the solvents CA (> 95 %) and NAC (> 50 %) best results were achieved for the samples S2P-1 and -4. However, all the investigated products featuring higher available and total P_2O_5 as demanded by the European fertiliser regulation and in direct comparison with the untreated SSA.

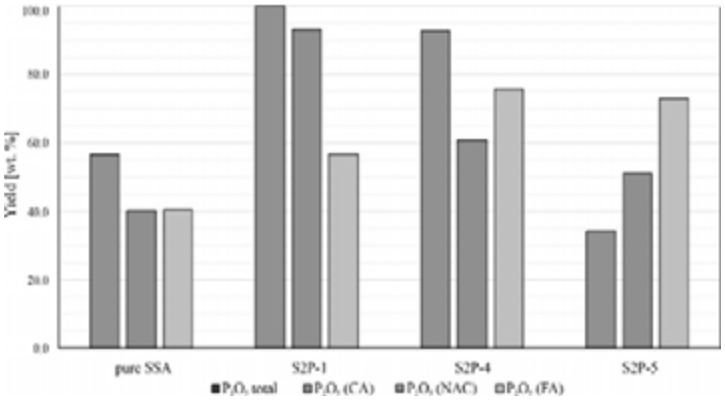


Fig. 3: Achieved yields of extracted P_2O_5 from the samples by CA, NAC and FA. Calculated on the data basis given in Tab. 1

Except for the Ni content of S2P-1, all materials comply the limit values for trace metal concentrations. Nickel content is inherited from the SSA which shows in general an enrichment of Ni. This, however, can be explained by geogenic sources of Ni found in the Siegen district. It was further shown by the trace metal data, that no significant amount of potentially harmful elements is introduced using LF-slag as Ca-source. The use of LF-Slag in combination with the SSA prevents both materials from being landfilled.

5 CONCLUSION AND OUTLOOK

In Germany P-recycling from sewage sludge is mandatory from 2029. The discussed method of thermo-chemical treatment of SSA wit Ca-carriers as lime and LF-slag is a reasonable way to create a product which shows good P-availability in the lab and in pot trials. Using lime as Ca-source leads to overall best results in comparison to the other investigated mixtures of SSA and LF-slag. One major advantage of using LF-slag as Ca-source for the presented thermo-chemical treatment is the fact that fine disintegrating LF-slag is a by-product of the steel industry that is often being landfilled. Further, CO_2 emissions can be mitigated by the application of alternative Ca-carriers within a circular economy. Final evaluation of the fertilising efficiency will be carried out with the results of the pot trials to be finished in late 2022. The preliminary results after the first three-month are, so far, very promising.

REFERENCES

AbfKlärV, 2017. Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist. s.l.:s.n.

Drissen, P. et al., 2016. Enrichment of phosphorus in BOF-slag for improved application in agriculture. In: *Recy & DepoTech 2016 : Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, Sondersession : Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz.* s.l.:R. Pomberger, pp. 203-208.

Drissen, P. & Rex, M., 2016. *Recycling of Phosphorus - Application of Slag and Ashes in Agriculture.* s.l., s.n.

DüMV 2012, 2012. *Bundesministerium der Justiz, 2012: Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln vom 5. Dezember 2012 in der Fassung vom 2. Oktober 2019.* s.l.:s.n.

Gebser, M. et al., 2021. *Sludge2P - Energieautarke Rückgewinnung von Phosphaten durch ganzheitliche Klärschlammverwertung mit integrierter Wasserstoffgewinnung.* s.l., s.n.

Herzel, H., Aydin, Z. & Adam, C., 2021. Crystalline phase analysis and phosphorus availability after thermochemical treatment of sewage sludge ash with sodium and potassium sulfates for fertilizer production. *Journal of Material Cycles and Waste Management,* September, Band 23, p. 2242–2254.

Jasinski, S. M., 2020. *2017 Minerals Yearbook - Phosphate Rock [Advance Release],* s.l.: s.n.

Jasinski, S. M., 2021. *Mineral Commodity Summaries - Phosphate Rock,* s.l.: s.n.

Killiches, F., 2013. *Phosphat - Mineralischer Rohstoff und unverzichtbarar Nährstoff für die Ernährungssicherheit weltweit,* s.l.: s.n.

Neukirchen, F. & Ries, G., 2016. *Die Welt der Rohstoffe.* s.l.:Springer Berlin Heidelberg.
Rex, M., Drissen, P., Breuer, J. & Pischke, J., 2013. Pflanzenverfügbarkeit von Phosphaten aus Kläschlamm und Tiermehlaschen nach Aufschluss in flüssiger Konverterschlacke. In: *Pflanzliche Poduktion- VDLUFA Schriftreihen 69.* s.l.:VDLUFA.
Tulsidas, H., Gabriel, S., Kiegel, K. & Haneklaus, N., 2019. Uranium resources in EU phosphate rock imports. *Resource Policy,* Band 61, pp. 151-156.
VDLUFA, 2011. *Methodenbuch Band II.1 Die Untersuchung von Düngemitteln.* s.l.:VDLUFA-Verlag.

Mining the Future – Untersuchungen zur Tunnelausbruchverwertung am Beispiel des Future Circular Collider am CERN

E. Hauzinger[1], R. Galler[1] & M. Benedikt[2]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Leoben, Österreich
[2)] CERN, FCC Study Leader, Genf, Schweiz

KURZFASSUNG: CERN (Conseil Européen pour la Recherche Nuléaire) ist mit ca. 3400 Mitarbeiter, 23 Mitgliedstaaten und mit mehr als 14.000 Gastwissenschaftlern aus 85 Ländern das weltweit größte Forschungszentrum für Teilchenphysik. Mit dem Nachweis des Higgs-Boson gelang 2012 einer der größten Erfolge im Bereich der experimentellen Physik. Mit dem Future Circular Collider (FCC) soll ein neuer Teilchenbeschleuniger zur Verfügung stehen, der mit einer Länge von ca. 100 km eine der größten jemals gebauten unterirdischen Infrastrukturen darstellen wird. Mithilfe des FCC sollen weitere Gebiete der Hochenergie- und Teilchenphysik erschlossen werden. Schon in einem frühen Stadium eines solchen Projektes sollten umfassende Untersuchungen zur Beschaffenheit des Baugrunds durchgeführt werden, um für die anfallenden 9.1 Mio. m^3 an Ausbruchmaterial eine optimale Verwertungsstrategie zu finden, die mit den regional geltenden Vorschriften im Einklang steht. Aus Sicht des Tunnelbaulehrstuhls der Montanuniversität Leoben macht ein solches Projekt einmal mehr die Notwendigkeit einer diesbezüglich überregionalen Fortschreibung und Vereinheitlichung der gesetzlichen Vorschriften deutlich, um die Verwertung von Tunnelausbruchmaterial im Sinne der Ressourcenschonung und der Verbesserung der Nachhaltigkeit von Untertagebauprojekten voranzutreiben.

1 DIE INNOVATION STUDY AM BEISPIEL DES FCC PROJEKTES

Die FCC – Innovation Study im Bereich Tunnelausbruchverwertung, welche nur ein kleiner Baustein des FCC Projekts ist, ist Teil des von der EU geförderten Horizon2020 Programms und wird gemeinsam von der Montanuniversität Leoben und CERN organisiert. CERN, mit Sitz in Genf, Schweiz, unterhält mit dem 27 km langen Large-Hardon-Collider (LHC) den bisher größten Teilchenbeschleuniger der Welt. Mit Hilfe des LHC sind bereits einige bahnbrechende Erfolge in der physikalischen Grundlagenforschung gelungen, welche sich vor allem mit dem Aufbau der Materie befassen. Im Rahmen der Europäischen Strategie für Teilchenphysik wird nun ein neuer ca. 100 km langer Teilchenbeschleuniger geplant, mit welchem Kollisionsenergien von 100TeV generiert werden können, um neue Grundlagen der Physik zu erschließen. Am Design des FCC sind über 150 Universitäten, Forschungsinstitute und Industriepartner aus den 23 CERN-Mitgliedsstaaten beteiligt. (CERN, 2022).
Der als FCC bezeichnete Collider soll sich über die schweizerische-französische Grenze erstrecken und über mehrere Schächte im Kanton Genf in der Schweiz sowie der Region Auvergne-Rhone-Alpes in Frankreich aufgefahren werden (Abb. 1). Eine große Herausforderung dabei wird die Verwertung von ca. 9.1 Mio m^3 an Ausbruchmaterial sein, das aus Molasse des Genfer Beckens besteht. Die zur Charakterisierung des Ausbruchmaterials notwendigen geotechnischen, geophysikalischen und geochemischen Labortests im Rahmen der Voruntersuchungen wurden an der Montanuniversität Leoben, der ETH Zürich sowie der Université de Geneve (UNIGE) durchgeführt. Mit diesen konnte eine Grundlage für erste Tastversuche zur Verwertung des anstehenden Geomaterials geschaffen werden. Diese werden mit den in der Schweiz und Frankreich geltenden Normen und Vorschriften zu Grenzwerten von Schadstoffen im Ausbuchsmaterial im Rahmen der Wiederverwertung überprüft (Haas, 2020).

2 GEOLOGISCHER ÜBERBLICK

Die geplante Lage des FCC befindet sich im Genfer Becken, das auch als Westalpines Molasse Becken bezeichnet wird, und vor allem durch die alpidische Gebirgsbildung und den nachfolgenden Vergletscherungen geprägt wurde. Begrenzt ist es von den mesozoischen Kalkformationen

des Juragebirges im Nordwesten sowie von alpinen Einheiten im Südosten, welche sich wiederum in die Voralpen, bestehend aus Flyschzone, Helvetikum und Penninikum, sowie in das Kristallin der Zentralalpen unterteilen (Chelle-Michou at al., 2017; Moscariello, 2019 & 2020). Das Genfer Becken ist mit Sedimenten des Mesozoikums und Känozoikums gefüllt, welche auf kristallinem Untergrund mit extensionsbedingten Horst-Graben Strukturen abgelagert worden sind. In diesen Vertiefungen im Kristallin finden sich teilweise permokarbone Sedimente, welche von den mesozoischen Molasseschichten überlagert sind. Dort finden sich triassische Evaporite, die während der Flachwasserbedingungen im Randbereich des Tethysozeans abgelagert wurden. Darauf folgen im Jura und Kreide mehrere Sequenzen aus kontinentalen Sandsteinen und flachmarinen Ablagerungen aus Kalk, Mergel und Dolomit, welche periodisch von tiefmarinen, feinkörnigen Mergeln unterbrochen werden. Die Karbonatablagerungen weisen am Übergang Kreide/Tertiär eine Erosionsoberfläche auf, die der beginnenden Alpenbildung geschuldet ist (Moscariello, et al., 2020). Diese mesozoischen Sequenzen, welche im Juragebirge, und, durch eine nach Süden gerichtete Aufschiebung auch am Mount Saléve und am Mount Vuache zutage treten, werden im Genfer Becken von den kontinentalen Ablagerungen der alpidischen Orogenese aus dem Tertiär sowie von glazialen und fluviatilen Sedimenten aus dem Quartär überlagert (Trümpy, 1980). Diese sogenannten Molasse-Sedimente bestehen vor allem aus Quarz, Tonmineralen und kalkhaltigen Mineralen und können in Sandstein, Tonstein, Mergel, Konglomerate, Kiese sowie Kalkstein unterteilt werden. Sie weisen stellenweise eine Schichtdicke von mehreren 100 Metern auf und stellen somit auch den Baugrund für den von CERN geplanten FCC dar. Die Hauptmerkmale dieser Molasse sind ihre geochemische Heterogenität sowie die stellenweis auftretende Verunreinigung mit Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen wie Nickel und Cobalt (Haas, 2022).

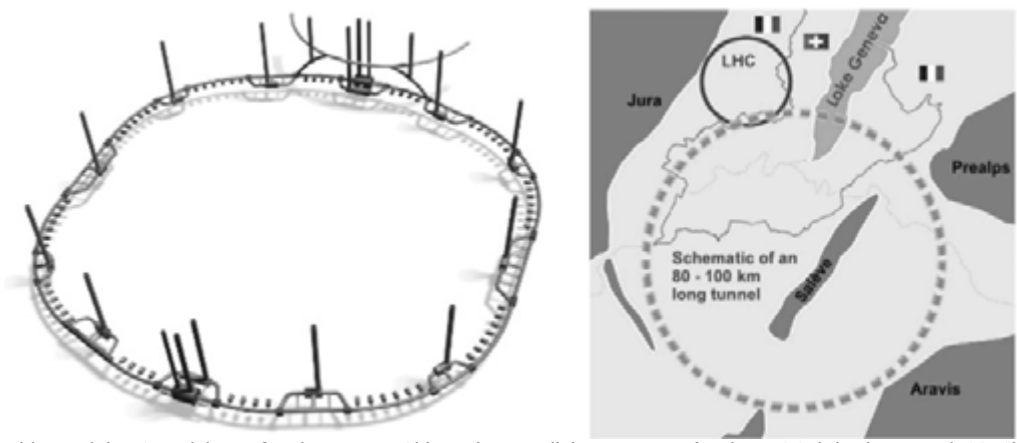


Abb. 1: Links: 3D, nicht maßstabsgetreue Skizze des möglichen Layouts für den FCC (Abada A. et al, 2019); Rechts: Lage des FCC mit den wichtigsten topografischen und geologischen Strukturen (CERN, 2022)

3 VORUNTERSUCHUNGEN AUS SICHT DER TUNNELAUSBRUCHVERWERTUNG

Für das Genfer Becken existierte bereits eine große Anzahl an Daten aus vorhergehenden Untersuchungen. In den letzten 180 Jahren wurden mehr als 2000 Bohrlöcher im Auftrag der schweizerischen und französischen geologischen Bundesanstalten sowie von Öl- und Gasfirmen im Zuge von Explorationen und geothermischen sowie hydrogeologischen Untersuchungen hergestellt. Aus diesen Untersuchungen ist eine Vielzahl an geophysikalischen Bohrloch-Protokollen erhalten geblieben. Weiteres Probenmaterial stammt von geologischen Aufschlüssen und Voruntersuchungen zu verschiedenen ingenieurgeologischen Projekten im Genfer Becken sowie von vorhergehenden, von CERN durchgeführten Untersuchungen im Rahmen der SPS, LEP, LHC und HL-LHC Projekte. Dieses Probenmaterial wurde Labortests zur Bestimmung von geochemischen, mineralogischen, physikalisch-chemischen, petrophysikalischen und felsmechanischen Eigenschaften unterzogen, welche an drei verschiedenen Universitäten durchgeführt wurden (Haas, 2022).

An der Montanuniversität Leoben wurden die geotechnischen Parameter an insgesamt 862 Probekörpern ermittelt. Dies geschah durch Ultraschalltests zur Bestimmung der P- und S-Wellengeschwindigkeit, CERCHAR und LCPC Tests zur Bestimmung der Abrasivität, Brazilian Tests und Point Load Tests zur Bestimmung von indirekten Festigkeitskennwerten sowie UCS-Test zur Bestimmung der einaxialen Druckfestigkeit (Haas & Gegenhuber, 2020).
Die Bestimmung der geochemischen Zusammensetzung sowie Untersuchungen zur Durchlässigkeit wurden an der Université de Geneve (UNIGE) durchgeführt. Sie beinhalten Messungen von Haupt- und Nebenelementen mittels tragbarer RFA bzw. ICP-MS/OES, Bestimmung von Mineralphasen mithilfe von QEMSCAN und optischer Mikroskopie sowie Messung von Porosität und Permeabilität durch Gasabsorption an insgesamt 1313 Proben (Haas, 2021a).
Weitere Untersuchungen zur Mineralogie sowie Laugungsversuche wurden an der ETH Zürich an insgesamt 641 Proben durchgeführt. Diese Laborversuche beinhalten die Bestimmung des Auslaugverhaltens durch Messung der auslaugenden Elemente, austauschbare Ionen und Kationen-Austauschkapazität durch ICP-OES, bzw. Kupferkomplexen sowie Messungen der inneren und äußeren spezifischen Oberfläche durch Wasserdampf-Adsorption bzw. das BET Verfahren. Des Weiteren wurde eine photometrische Anionenanalyse durchgeführt sowie die Verteilung der Porenkopfgröße mittels HPMI und die Wasseraufnahmekapazität mit der Enslin-Neff Methode gemessen. Zudem wurden Analysen der Mineralphasen mittels FTIR und XRD vollzogen (Haas, 2021b). Ergänzend zu den Laboranalysen wurden geophysikalische Bohrlochdaten aus Gammastrahlen- und Neutronenlogs, Akkustik-, Induktions-, Dichte- und Eigenpotentialmessungen ausgewertet.
Sämtliche oben genannten Versuchsergebnisse wurden auf der öffentlich zugänglichen Plattform „Zenodo“ hochgeladen und bildeten die Grundlage für den internationalen Wettbewerb zur optimalen Nutzung des Tunnelausbruchsmaterials, welcher als „Mining the Future“ im Rahmen des von der EU im Rahmen des Horizon2020-Projektes „Future Circular Collider-Innovation Study“ (Grant Agreement number 951753) bekannt gemacht wurde.

4 WETTBEWERB „MINING THE FUTURE“

Die FCC – Innovation Study „Mining the Future“ wurde von CERN und der Montanuniversität Leoben zweistufig organisiert und wurde von einer 10-köpfigen Jury aus insgesamt sechs Ländern begleitet, die sich in diversen tunnelbaurelevanten Bereichen als weltweit anerkannte Fachkräfte erwiesen haben. Bis 31. Oktober 2021 konnten Teilnehmer ihre Ideen zur nachhaltigen Tunnelausbruchverwertung einreichen, wobei bei der Einreichung bereits TRL 3 (Technology Readiness Level) nachgewiesen werden musste. Bis zum Baustart wird ein TRL 9, also vollständige Funktionsfähigkeit unter Betriebsbedingungen angestrebt. Die TRL Skala, welche 1970 ursprünglich von der NASA entwickelt und später von der EU angepasst wurde, gibt den technischen Reifegrad einer neu entwickelten Technologie wieder. Bewerben konnten sich natürliche Personen, akademische Einrichtungen, internationale Organisationen sowie profitorientierte Organisationen (Montanuniversität Leoben & CERN, 2020), (Erdkönig, 2021).
In der ersten Stufe des Wettbewerbs wurden die insgesamt 12 regelkonformen Einreichungen punktemäßig in den vier Kategorien Technische Machbarkeit, Wirtschaftlichkeit, gesellschaftlicher Wert und Projektrelevanz bewertet. Nach einer unabhängigen Bewertung durch die 10-köpfige Jury schafften es vier Teilnehmerorganisationen in die zweite Stufe des Wettbewerbs, in der jedes Team bis zum Ende des Wettbewerbs am 30. Juni 2022 eine detaillierte Beschreibung der vorgeschlagenen Verwertungsmöglichkeit von Tunnelausbruchmaterial auf technischer, ökonomischer sowie gesellschaftspolitischer Ebene vorlegen musste. Der Gewinner des Wettbewerbs wird am 27. September 2022 im Rahmen eines Meetings aller Teilnehmer und der Jury mit den Verantwortlichen von CERN bekannt gegeben.

5 VERWERTUNGSPOTENTIALE DES TUNNELAUSBRUCHMATERIALS

Die während des Wettbewerbs „Mining the Future“ ausgearbeiteten Lösungsvorschläge zur Verwertung des anfallenden Tunnelausbruchmaterials reichen von der Produktion von Substraten für landwirtschaftliche Zwecke über die Herstellung von Beton, Ziegeln und anderen hydraulisch gebundenen Baustoffen. Allen gemeinsam ist die Notwendigkeit der Aufbereitung des

Ausbruchsmaterials vor der Verwendung, um die geogenen Verunreinigungen durch Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle zu beseitigen.

5.1 Herstellung von Baurohstoffen aus Ausbruchmaterial

Für die Produktion von Baustoffen aus dem Ausbruchsmaterial muss dieses zuerst aufbereitet werden, um Massenströme von möglichst einheitlicher Zusammensetzung, Kornform sowie Korngröße zu erhalten. Dies soll durch online-Analysen möglich gemacht werden, welche direkt an den Fördereinrichtungen montiert sind, um das Ausbruchsmaterial in Echtzeit zu analysieren. Neben der Bestimmung der Korngröße des Ausbruchmaterials durch eine foto-optische Bildauswertung, müssen zusätzlich mineralogische und chemische Komponenten erfasst werden, um Grenzwerte, welche von der Baubranche bzw. rohstoffverarbeitenden Industrie vorgegeben werden, nicht zu überschreiten. Des Weiteren müssen die geotechnischen Parameter wie beispielsweise die einachsiale Druckfestigkeit und Zähigkeit gemessen werden, um die für bauliche Zwecke notwendigen Materialeigenschaften des Endprodukts, welches aus dem Tunnelausbruchmaterial gefertigt wird, zu gewährleisten. Zusätzlich muss mit Kohlenwasserstoffen verunreinigtes Material durch Bioremidation, also Neutralisierung der Schadstoffe durch Einsatz von Bakterien, Pilzen oder Pflanzen, entgiftet werden.
Anschließend kann die Molasse in Abhängigkeit vom Chemismus sortiert, entsprechend der Korngröße klassiert und der Weiterverarbeitung zu den jeweiligen Produkten zugeführt werden. Die durch diese Maßnahmen erzielten Produktströme umfassen unter anderem Low Carbon Zement, Erdbeton, Spritzbeton und Füllstoffe für die Produktion von Kalkzement. Diese Produkte können sowohl direkt auf der Baustelle für den Innenausbau des Tunnels verwendet werden, als auch am regionalen Markt verkauft werden, wobei eine Destabilisierung desselbigen durch eine hohe Produktbandbreite vermieden werden sollte (Montanuniversität Leoben & CERN, 2020). Eine Prozessübersicht von der Gewinnung, über die Analyse, Sortierung und Lagerung des Materials ist in Abbildung 2 gegeben.

5.2 Nachhaltige Ziegelfertigung

Eine weitere Möglichkeit der Ausbruchmaterialverwertung ist die Herstellung von Ziegeln aus dem Molassematerial, wobei hier nur die Feinfraktion unter Zumengung von stabilisierenden Stoffen zum Tragen kommt. Der Grobkornanteil wird hierbei abgetrennt und kann als Zuschlagsstoff für andere Baumaterialien verwendet werden. Als Produkte können zwei genormte Ziegelklassen hergestellt werden, welche eine ATEX Zertifizierung des Scientific and Technical Center for Building (CSTB, Paris) besitzen, und aus welchen tragende Wandteile für bis zu dreistöckige Gebäude errichtet werden können (Montanuniversität Leoben & CERN, 2020).

5.3 Produktion von Substraten für landwirtschaftliche Nutzungen

Die Herstellung von Mutterboden aus Ausbruchmaterial durch Vermischung des mineralischen Anteils der Molasse mit organischen Reststoffen stellt eine weitere Verwendungsmöglichkeit dar. Auch bei dieser Nutzung muss auf die Beseitigung der Kohlenwasserstoffe und der Schwermetalle geachtet werden. Diese Option der Wiederverwendung stellt den natürlichen Prozess der Humusbildung nach und kann durch Veränderung der Umgebungsbedingungen optimiert werden. Vorversuche mit $1m^3$ des Molassematerials zeigten eine hohe mikrobielle Aktivität im fertigen Produkt sowie die Einhaltung der für landwirtschaftliche Zwecke geltenden Grenzwerte. Als Quelle organischer Reststoffe können Abfälle von lebensmittelverarbeitenden Betrieben aus der Region verwendet werden. Des Weiteren ist die Produktion von Mutterboden entlang der geplanten Tunneltrasse und anschließender Verkauf wirtschaftlich effizienter als die Deponierung des Ausbruchmaterials und bietet zusätzlich den Vorteil der CO_2 Einsparung durch die Vermeidung der Deponierung (Montanuniversität Leoben & CERN, 2020).

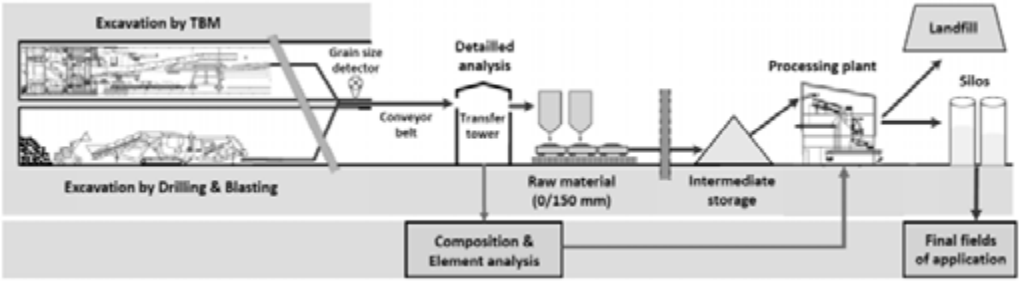


Abb. 2: Prozessübersicht über Gewinnung, Analyse, Sortierung des Tunnelausbruchmaterials (Montanuniversität Leoben & CERN, 2020)

6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

In Österreich machen Aushubmaterialien des Bauwesens mit rund 42 Mio. Tonnen gut 60% des jährlichen Abfallaufkommens aus. Davon werden nur jedoch nur 8% einer weiteren Verwertung zugeführt, der Großteil wird deponiert (BMK, 2021). Einer der Gründe dafür ist die unsichere Rechtslage, die bei der Verwertung zum Tragen kommt. Damit Tunnelausbruchmaterial den Abfallcharakter verliert, muss es laut geltenden gesetzlichen Regelungen (AWG, 2002) nach einer erforderlichen Aufbereitung einem konkreten Verwendungsprozess zugeführt werden. Dem müssen geochemische, mineralogische und in vielen Fällen auch geotechnische Untersuchungen für den speziellen Verwendungszweck vorausgehen. Um das Anlegen großer Zwischendeponien, für die oftmals kein Platz zur Verfügung steht, zu vermeiden, sollten diese Versuchsergebnisse so zeitnah wie möglich – am besten online – zur Verfügung stehen.

Will man die Verwendung von Tunnelausbruch im Sinne der Ressourcenschonung und der CO_2-Einsparung und damit auch im Sinne des Klimaschutzes vorantreiben, wird es wohl erforderlich werden, dass der Besteller und Errichter des Bauwerkes bereits in der Ausschreibungsplanung den erhöhten logistischen und maschinellen Aufwand auf der Baustelle für diesen Zweck berücksichtigt (Berger et al., 2015).

Der Grad der tatsächlichen Wiederverwendung hängt wesentlich von den geochemischen, mineralogischen und geotechnischen Eigenschaften des Tunnelausbruchmaterials ab. Damit kommt auch der Wahl des Tunnelbauverfahrens eine besondere Bedeutung zu, die zudem großen Einfluss auf die Korngrößenverteilung aber auch wesentlichen Einfluss auf anthropogene Verunreinigungen hat (Resch, 2012), (Kirchtag, 2021).

Typische Anwendungsbereiche für Ausbruchsmaterial sind je nach Qualität die Herstellung von Gesteinskörnungen für Spritzbeton, gebundene und ungebundene Tragschichten sowie Schüttmaterialien.

Durch die Wiederverwendung des Ausbruchsmaterials direkt an der Baustelle können Einsparungen durch die wegfallenden Deponiegebühren, Einsparungen durch eine verringerte Beschaffung von externen Baurohstoffen und damit einhergehende Klimaschutz sowie Ressourcenschonung aber auch eine Reduktion der CO_2-Emissionen und ebenfalls der damit einhergehende Klimaschutz durch verringerte Transportwege erzielt werden (Berger et al., 2015).

Zur Frage der Klärung der Wirtschaftlichkeit muss im regionalen Bereich rund um die Tunnelbaustelle eine Marktanalyse durchgeführt werden, um potentielle Abnehmer des anfallenden Ausbruchsmaterials zu finden, welches nicht für die Verwendung vor Ort in Frage kommt, ohne den lokalen Markt zu destabilisieren (Strohmer, 2019).

Mit der FCC Innovation Study werden neue, für die Kreislaufwirtschaft relevante Verwertungspotentiale von Molasse im Tunnelausbruchmaterial untersucht, welche im Idealfall so ausgereift sein sollen, dass sie ausgeschrieben und von der Bauindustrie umgesetzt werden können.

LITERATUR

Abada A. et al. (2019). FCC-ee: The Lepton Collider. *The European Physical Journal*(228), S. 261-623.

AWG. (2002). *Abfallwirtschaftsgesetz. Bundesministerium fpr Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.*

Berger et al., H. (2015). *Verwendung von Tunnelausbruch. Richtlinie.* Österreichische Bautechnik Vereinigung.

BMK. (2021). *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021 (Referenzjahr 2019). Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.*

CERN. (2022). *Future Circular Collider*. Abgerufen am 03. 05 2022 von https://home.cern/science/accelerators/future-circular-collider

Chelle-Michou, C., Do Couto, D., Moscariello, A., Renard, A., & Rusillon, E. (2017). Geothermal state of the deep Western Alpine Molasse Basin, France-Switzerland. *Geothermics, 67*, S. 48-65.

DepVo. (2008). *Deponieverordnung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.* Fassung vom 1.1.2022.

Erdkönig, M. (2021). *The strucutre of an international competition for the reuse of tunnel excavated material - "Mining the Future" at CERN.* Bachelorarbeit. Montanuniversität Leoben.

Haas, M. (2020). Wiederverwertung ausgehobener Molasse basierend auf geologischer Untergrundmodellierung für den geplanten 100 km Teilchenbeschleuniger-Tunnel am CERN nahe Genf, Schweiz. Berg- und Hüttenmännische Monatshefte.

Haas, M. (2021). Description of laboratory analyses performed at Eigdenössische Technische Hochschule (ETH) in Zürich, Switzerland.

Haas, M. (2021). *Description of laboratory analyses performed at Université de Geneve (UNIGE) in Geneva, Switzerland.* Université de Geneve.

Haas, M. (2022). *Geological and mulit-analytical investigations on the predictability of application scenarios for weak, clay-rich sedimentary rock for CERN's future subsurface infrastructure in the Geneva Basin (Switzerland-France).* Dissertation. Montanuniversität Leoben.

Haas, M., & Gegenhuber Nina. (2020). *Description of laboratory analyses performed at Montanuniversität (MU) in Leoben, Austria.* Montanuniversität Leoben.

Kirchtag, C. (2021). *Verwertung von Tunnelausbruch - für den Vortrieb eingebrachte Materialien und deren Auswirkungen auf die Verwrtung.* Masterarbeit. Montanuniversität Leoben.

Montanuniversität Leoben & CERN. (2020). *Mining the Future*. Abgerufen am 02. 05 2022 von http://miningthefuture.web.cern.ch/index.php

Moscariello, A. (2019). Exploring for geo-energy resources in the Geneva Basin (Western Switzerland): opportunities and challenges. *Swiss Bulletin für angewandte Geologie, 24*(2), S. 105-124.

Moscariello, A. (2020). The geomorphological landscapes in the Geneva basin. In E. Reynard, *Landscapes and Landforms of Switzerland* (S. 83-96). Springer.

Moscariello, A., Guglielmetti, L., Omodeo-Salé, S., Haller, A., Eruteya, O., Ying Lo, H., . . . Meyer, M. (2020). Heat production and storage in Wester Switzerland: advances and challenges of intense multidisciplinary geothermal exploration activities, an 8 years progess report. *Proceedings World Geothermal Congress.* Reykjavik Iceland.

Resch, D. (2012). *Verwendung von Tunnelausbruchmaterial - Entscheidungsgrundlagen. Dissertation.* Leoben: Montanuniversität Leoben.

Strohmer, D. (2019). *Volkswirtschaftliche Aspekte der Verwertung von Tunnelausbruchmaterial in Verbindung mit potentiellen Vertragsmodellen. Masterarbeit.* Leoben: Montauniversität Leoben.

Trümpy, R. (1980). *Geology of Switzerland, a guide book, Part A: An Outline of the Geology of Switzerland, edit. by Trümpy, R., with contributions by Homewood, P. W.; Ayrton, S.; Fischer, H.* (Wepf, Hrsg.) Basel.

Nachhaltigkeit im Erdbau – Zeitweise fließfähige selbstverdichtende Verfüllbaustoffe aus mineralischen Baurestmassen

M. Zeni[1], S. Huber[1] & E. Birle[1]
[1)] TU München, Lehrstuhl und Prüfamt für Grundbau, Bodenmechanik, Felsmechanik und Tunnelbau, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Mineralische Baurestmassen (z. B. Bodenaushub und Bauschutt) stellen nicht nur in Deutschland jährlich den größten Abfallstrom dar und müssen gemäß dem deutschen Kreislaufwirtschaftsgesetz möglichst hochwertig wiederverwendet werden. Obwohl die Wiederverwendung mineralischer Baurestmassen in Deutschland mittlerweile weit fortgeschritten ist, gibt es für einige Stofffraktionen mit vergleichsweise ungünstigen erdbautechnischen Eigenschaften häufig keine hochwertige Verwertungsmöglichkeit, weshalb diese nach wie vor verfüllt oder gar beseitigt werden. Eine vergleichsweise neue Einsatzmöglichkeit für derartige Materialien liegt in der Herstellung von zeitweise fließfähigen selbstverdichtenden Verfüllbaustoffen (ZFSV, Flüssigboden), die in hochwertigen Anwendungen des Erdbaus verwendet werden können. Trotz der ökologischen und verfahrenstechnischen Vorteile von ZFSV werden diese in der Erdbaupraxis noch nicht besonders umfangreich eingesetzt, meistens aufgrund des Mangels an Erfahrungen und Kenntnissen hinsichtlich ihrer erdbautechnischen Eigenschaften sowie an verbindlichen normativen Grundlagen. Dieser Beitrag soll die regelwerkstechnischen Grundlagen für ZFSV aufzeigen und am Beispiel von Ergebnissen aus Labor- und Feldversuchen an ZFSV aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen einen Überblick über die erdbautechnischen Eigenschaften von ZFSV geben sowie ihre erdbautechnische Eignung aufzeigen.

1 ABFALLWIRTSCHAFTLICHER HINTERGRUND

Mineralische Baurestmassen stellen in vielen Ländern den mit Abstand größten Abfallstrom dar. Alleine in Deutschland fielen in 2018 deutlich mehr als 200 Mio. T an mineralischen Baurestmassen an (Kreislaufwirtschaft Bau 2021), wobei die beiden Stoffströme „Boden und Steine“ und „Bauschutt“ mit etwa 130 Mio. T. (ca. 59,6 %) bzw. 60 Mio. T (ca. 27,3 %) die weitaus größten Anteile ausmachen (siehe Abb. 1). Angesichts dieser erheblichen Mengen ist es aufgrund von sozioökonomischen und ökologischen Erfordernissen unbedingt notwendig, einen möglichst großen Anteil wieder hochwertig in den Stoffkreislauf zurückzuführen. Dies ist seit 2012 mit dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG 2012) durch den Gesetzgeber auch verbindlich festgelegt, in dem die Verwertung auch mineralischer Baurestmassen über ihre Beseitigung priorisiert wird. Die gesetzliche Verpflichtung, der politische Druck die gesamtgesellschaftliche Notwendigkeit und die wirtschaftlichen Chancen haben mittlerweile zu erheblichen Fortschritten hinsichtlich der hochwertigen Wiederverwendung von mineralischen Baurestmassen geführt. So lagen die Verwertungsquoten im Jahre 2018 in Deutschland für die Stoffströme „Boden und Steine“ und „Bauschutt“ bei 86,2 % bzw. 93,9 %. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass große Anteile davon nach wie vor zur Verfüllung – der gemäß KrWG nachrangigsten Verwertungsmaßnahme – eingesetzt werden. Darüber hinaus werden erhebliche Massen weiterhin auf Deponien beseitigt. Die beiden Aspekte betreffen dabei vor allem Stoffe mit vergleichsweise ungünstigen erdbautechnischen Eigenschaften, wie beispielswiese feinkörnige, erdbautechnisch zu weiche Böden oder Baurestmassen aus der Vorabsiebung, aber auch ziegelreiche rezyklierte Baustoffe. Die Verwendung derartiger Materialien als Ausgangsstoffe für die Herstellung von zeitweise fließfähigen Verfüllbaustoffen (ZFSV) kann dazu beitragen, dass zukünftig auch solche Materialien hochwertig in qualifizierten Anwendungen des Erdbaus eingesetzt werden, womit der Verbrauch an Primärbaustoffen und die auf Deponien abgelagerten Massen reduziert werden können.

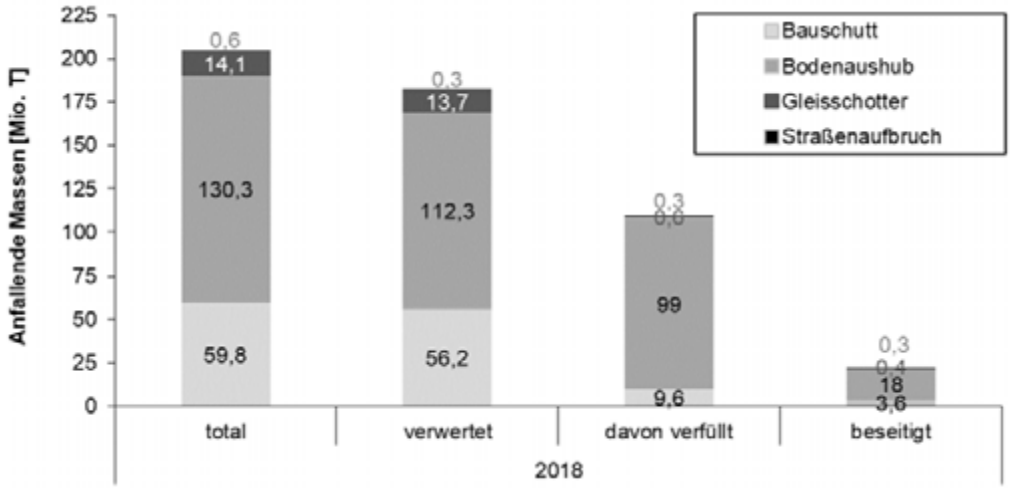


Abb. 1: Anfall und Bewirtschaftung mineralischer Restmassen im Jahr 2018 in Deutschland, nach Kreislaufwirtschaft Bau (2021)

2 VERWENDUNG VON ZFSV IM ERDBAU

2.1 Beschreibung des Verfahrens ZFSV

Zeitweise fließfähige, selbstverdichtende Verfüllbaustoffe (ZFSV) sind Baustoffe, die i. d. R. aus einem mineralischen Basismaterial, Zement, Tonmehl und Wasser bestehen und im Einbauzustand in fließfähiger Konsistenz vorliegen. Diese ermöglicht es, dass ZFSV allein unter Einwirkung der Schwerkraft fließen und damit Hohl- und Zwischenräume ohne das Erfordernis zusätzlicher Verdichtungsarbeit ausfüllen. Damit eignen sich ZFSV vor allem für schwer zugängliche Bereiche, die sich mit konventionellen Erdbaustoffen (Schüttgut wie Kiese und Sande) nicht ohne Weiteres verdichten lassen. Typische Anwendungen von ZFSV sind beispielsweise die (Rück-)Verfüllung von Kanal- und Leitungsgräben oder von kavernösen Strukturen (Wagner et al. 2013), die Hinterfüllung von Bauwerken (Snethen & Benson 1998), aber auch die Verwendung als Bettungsmaterial (Hook & Clem 1998), als Erosionsschutz oder für Abdichtungen (Sandig 2015). Als mineralisches Basismaterial können sowohl natürliche Baustoffe (z. B. Bodenaushub) als auch rezyklierte oder industrielle Gesteinskörnungen eingesetzt werden (FGSV 2012). Durch die hydraulische Reaktion des Wassers mit dem Bindemittel wird das Wasser mit der Zeit wieder gebunden und der Baustoff gewinnt an Festigkeit. Die Endprodukteigenschaften können mit den in der Bodenmechanik üblichen Kennwerten für die Festigkeit (Scherfestigkeit, Druckfestigkeit, Steifigkeit) beschrieben werden (Sandig 2015). Je nach Anwendungsbereich sind unterschiedliche Anforderungen an die zeitlich veränderlichen rheologischen, mechanischen und physikalischen Eigenschaften von ZFSV zu stellen. Diese können dabei durch die Variation der Zusammensetzung des ZFSV oder die Zugabe von weiteren Zusatzstoffen, wie z. B. Beschleunigern, Plastifikatoren oder Farbpigmenten, gezielt beeinflusst und an die jeweiligen Erfordernisse angepasst werden.

2.2 Anforderungen an ZFSV

Im deutschen erdbautechnischen Regelwerk sind keine vertraglich bindenden Anforderungen an die erdbautechnischen Eigenschaften von ZFSV angegeben. Die „Zusätzlichen Technischen Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau“ (ZTV E – StB 17) (FGSV 2017) geben für ZFSV lediglich vor, dass die Eignung eines ZFSV jeweils anwendungsbezogen im Rahmen einer Eignungsprüfung nachzuweisen ist, wobei Anforderungen an das zulässige Größtkorn, die Fließfähigkeit, die Tragfähigkeit, die Druckfestigkeit (oder CBR-Wert), die Wiederaushubfähigkeit sowie die Volumen- und Raumbeständigkeit für den Einzelfall festzulegen sind. Wie die

Nachweise zu erfolgen haben, ist in den ZTV E – StB 17 nicht näher spezifiziert. Konkretere Hinweise für die Herstellung und Anwendung von ZFSV im Erdbau sowie spezifische Qualitätsanforderungen können jedoch den „Hinweise(n) für die Herstellung und Verwendung von zeitweise fließfähigen selbstverdichtenden Verfüllbaustoffen im Erdbau“ (H ZFSV 2012) (FGSV 2012) entnommen werden. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich bei den H ZFSV lediglich um ein Wissensdokument handelt, das keinen bauvertraglich bindenden Charakter besitzt.

ZFSV können gemäß H ZFSV aus natürlichen Böden, aus Böden und Baustoffen aus Aufbereitungsanlagen gemäß TL BuB E - StB (FGSV 2009) sowie aus Böden und Baustoffen aus Gewinnungsbetrieben gemäß TL Gestein StB (FGSV 2016) hergestellt werden. Bezüglich der bautechnischen Eigenschaften unterscheiden die H ZFSV zwischen den Einbaueigenschaften (Frischproduktеigenschaften) im fließfähigen und den Endproduktеigenschaften im verfestigten Zustand. Beim Einbau muss ein ZFSV homogen sein. Insbesondere in Leitungsgräben sollte die Nenngröße des Größtkorns des ZFSV 1/3 der engsten Stelle nicht überschreiten. Es sollte darüber hinaus sichergestellt werden, dass der ZFSV sich nicht in einem unzulässigen Ausmaß entmischt, d. h. zur Wasserabsonderung und Volumenänderung neigt. Hierfür kann das Absetzmaß nach DIN EN 445 (DIN 2007) herangezogen werden. Anhaltswerte zur Beurteilung der Entmischungsneigung enthalten die H ZFSV in diesem Zusammenhang allerdings nicht. Schließlich muss der ZFSV beim Einbau eine ausreichende Fließfähigkeit aufweisen. Zur Beurteilung der Fließfähigkeit eines frischen ZFSV kann das Ausbreitmaß nach DIN EN 12350-5 (DIN 2019) bestimmt werden (siehe Abb. 2, links). Damit eine ausreichende Fließfähigkeit gewährleistet ist, sollte das Ausbreitmaß zwischen 50 cm und 70 cm betragen.

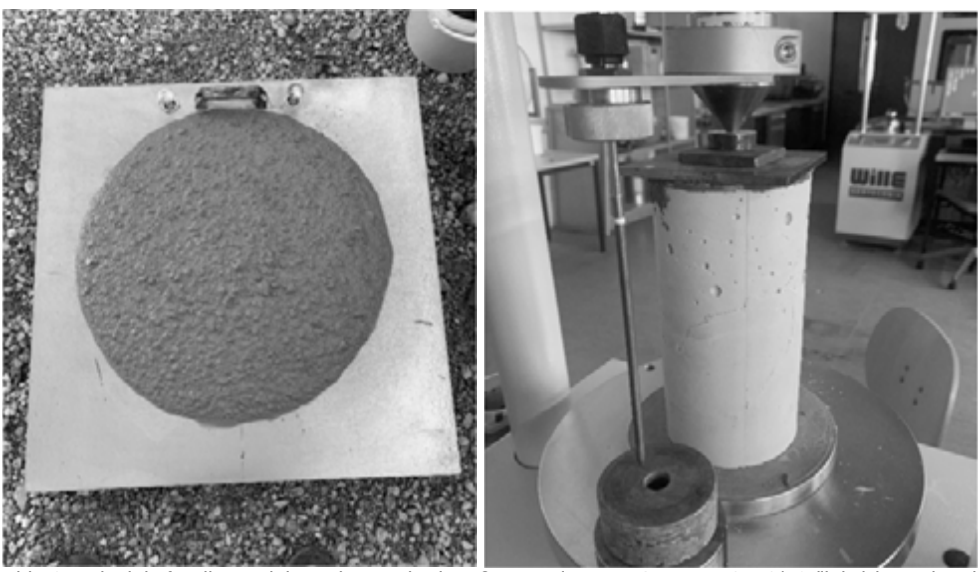


Abb. 2: Beispiele für die Ermittlung des Ausbreitmaßes an einem ZFSV aus RCM 0/16 (links) bzw. der einaxialen Druckfestigkeit (rechts) an einem ZFSV aus TL

Bezüglich der Endproduktеigenschaften, d. h. der Eigenschaften des verfestigten Materials, sind in erster Linie Anforderungen an die Festigkeit (Tragfähigkeit, Wiederaushubfähigkeit) zu berücksichtigen. Dabei sind hinsichtlich der Tragfähigkeit auf dem Planum die Anforderungen der ZTV E - StB 17 zu beachten, d. h. ein ZFSV sollte ein statisches Verformungsmodul E_{V2} von $E_{V2} \geq 45$ MN/m^2 aufweisen. Im Hinblick auf die Wiederaushubfähigkeit sollte eine unerwünschte langfristige Zunahme der Festigkeit des ZFSV vermieden werden. Zur Beurteilung der Festigkeitsentwicklung wird die einaxiale Druckfestigkeit (alternativ CBR-Wert) nach den TP BF- StB Teil B 11.3 (FGSV, 2010) bei einem Probealter von 28 Tagen ($q_{u,28d}$) (siehe Abb. 2, rechts) sowie der f_z- Wert, der sich nach Gleichung 1 aus der einaxialen Druckfestigkeiten bei einem Probealter von 56 Tagen ($q_{u,56d}$) und 7 Tagen ($q_{u,7d}$) ergibt, herangezogen. Anhand der

beiden Kennwerte kann die Wiederaushubfähigkeit von ZFSV beurteilt werden (s. Tab. 1). In der Praxis wird dabei meist eine leichte bis mittlere Wiederaushubfähigkeit angestrebt. Darüber hinaus müssen je nach Einsatzgebiet weitere anwendungsspezifische Eigenschaften berücksichtigt werden.

$$f_z = \frac{q_{u,56d} - q_{u,7d}}{\log\frac{56}{7}} \quad (1)$$

Tab. 1: Anhaltswerte zur Beurteilung der Wiederaushubfähigkeit von ZFSV nach H ZFSV

Wiederaushubfähigkeit	leicht	mittel	Schwer
	von Hand	mit Hilfe leichter Geräte	nur mit Geräteeinsatz
Lösewerkzeuge	Schaufel, Spaten	Spitzhacke, Löffel des Minibaggers	Baggerlöffel, Pressluft-/Hydraulikmeißel
$q_{u,28d}$ [1)]	300	300 – 800	> 800
(1) [1)]	< 150	< 200	-

[1)] $q_{u,28d}$ und f_z-Wert in [kPa]

3 ERGEBNISSE VON LABOR- UND FELDUNTERSUCHUNGEN

3.1 Durchgeführte Versuche

Zur Ermittlung der erdbautechnischen Eigenschaften von ZFSV wurden Labor- und Feldversuche an ZFSV aus einem feinkörnigen Boden und aus einem aufbereiten ziegelreichen Bauschuttgemisch durchgeführt. Als feinkörniger Boden wurde ein leicht plastischer Ton der Bodengruppe TL nach DIN 18196 (DIN 2011b) und als rezykliertes Basismaterial ein aufbereitetes Bauschuttgemisch im Korngrößenbereich 0/16 mm der Bodengruppe GU nach DIN 18196 (RCM 0/16)) verwendet. Als Bindemittel wurde für den ZFSV aus dem TL ein reiner Portlandzement CEM I 42,5 N eingesetzt. Um die Frischprodukteigenschaften zu optimieren, wurde als weiteres Additiv zudem natriumaktivierter Bentonit (Na- Bentonit, Bodengruppe TA nach DIN 18196) zugegeben. Bei dem ZFSV aus RCM 0/16 wurde das Produkt „LithoFlow MT 10„ der Fa. Rohrdorfer Geosystems Spezialbaustoffe GmbH, eine Bindemittel-Fertigmischung, eingesetzt, welches aus Zementen nach DIN EN 197-1 (DIN 2011a), speziellen Gesteinsmehlen nach DIN EN 12620 (DIN 2008) und Na-Bentonit besteht. Für die Laborversuche wurde das jeweilige Basismaterial zunächst mit dem Zement und dem Na-Bentonit bzw. der Bindemittel-Fertigmischung gemischt. Anschließend wurde der Trockenmischung schrittweise Wasser zugegeben bis eine ausreichende Fließfähigkeit erreicht wurde. Die endgültigen Rezepturen der so entwickelten ZFSV sind in Tab. 2 angegeben. An den gemäß der Rezepturen in Tab. 2 hergestellten Mischungen wurden die Frischprodukteigenschaften (Ausbreit- und Absetzmaß) ermittelt und zylindrische Probekörper (H/D = 2/1) für die Versuche zur Ermittlung der einaxialen Druckfestigkeit hergestellt. Die einaxiale Druckfestigkeit wurde bei unterschiedlichen Probealtern nach TP BF-StB Teil B 11.3 bestimmt. Der ZFSV aus RCM 0/16 wurde zudem im Rahmen eines Probefeldes eingebaut und untersucht. Dabei wurde der statische Verformungsmodul E_{v2} nach DIN 18134 (DIN 2012) zu unterschiedlichen Prüfzeitpunkten ermittelt.

Tab. 2: Rezepturen der untersuchten ZFSV

Rezeptur	Art des Basismaterials	Basismaterial (kg)	CEM I 42,5 N (kg)	Na-Bentonit (kg)	Wasser (kg)	w/z (-)
TL1			225		1800	8,00
TL2	TL	1500	270	90	1800	6,67
TL3			357		1900	5,32

Rezeptur	Art des Basismaterials	Basismaterial (kg)	Bindemittel-Fertigmischung LithoFlow MT 10 (kg)	Wasser (kg)	w/z (-)
RC-Mix	RCM 0/16	1519	110	360	3,27

3.2 Ergebnisse der Laborversuche

Aus den zwei Basismaterialien wurden unterschiedliche Rezepturen hergestellt, welche die Anforderung an die Fließfähigkeit gemäß H ZFSV erfüllten und ein Ausbreitmaß zwischen 50 cm und 70 cm aufwiesen. Das an den frischen ZFSV unmittelbar nach der Herstellung ermittelte Ausbreitmaß der untersuchten ZFSV ist in Tab. 3 angegeben. Anhand des Ausbreitmaßes können die ZFSV den entsprechenden Konsistenzklassen nach DIN 1045-2 (DIN 2008) zugeordnet werden. Die untersuchten ZFSV aus dem TL entsprechen der Konsistenzklasse F5 und weisen damit eine fließfähige Konsistenz auf. Der ZFSV aus dem RCM 0/16 fällt in die Konsistenzklassen F5 bis F6 und gilt damit als fließfähig bis sehr fließfähig. Zusätzlich wurde an den drei ZFSV das Absetzmaß bestimmt, wobei sich alle untersuchten Mischungen als volumenstabil erwiesen und damit nicht zur Entmischung oder übermäßigen Wasserabsonderung neigten.

Tab. 3: Frischprodukteigenschaften der untersuchten ZFSV

Rezeptur	w/z (-)	Ausbreitmaß (cm)	Konsistenzklasse	Entmischungsneigung	f_z (kPa)
TL1	8,00	57,5	F5	Nein	73
TL2	6,67	55,0	F5	Nein	166
TL3	5,32	56,0	F5	Nein	193
RC-Mix	3,27	56 bis 67[1)]	F5 bis F6	Nein	252

[1)] Für den RC-Mix wird für das Ausbreitmaß ein Bereich angegeben, da dieses an unterschiedlichen Chargen ermittelt wurde

An den drei ZFSV aus dem TL wurde die einaxiale Druckfestigkeit q_u bei einem Probealter von 7, 28 und 56 Tagen ermittelt, wobei q_u innerhalb des Bereichs der leichten bis mittleren Wiederaushubfähigkeit lag. Die Festigkeitsentwicklung der drei ZFSV aus dem TL ist in Abb. 3 dargestellt. Hier kann man für die drei ZFSV bei einer Darstellung der einaxialen Druckfestigkeit über den Logarithmus der Zeit eine lineare Zunahme der einaxialen Druckfestigkeit erkennen. An dem ZFSV aus RCM 0/16 wurden einaxiale Druckversuche nach 8 Tagen und 28 Tagen durchgeführt. Die einaxiale Druckfestigkeit wurde nach 8 Tagen zu 296 kPa und nach 28 Tagen zu 433 kPa ermittelt. Damit liegt der ZFSV aus RCM 0/16 nach H ZFSV im Bereich der mittleren Wiederaushubfähigkeit (siehe Abb. 3). Die Beurteilung einer langfristig unerwünschten Zunahme der Festigkeit erfolgte für die untersuchten ZFSV anhand des f_z-Wertes, der jeweils mit den zur Verfügung stehenden einaxialen Druckfestigkeiten nach Gleichung 1 ermittelt wurde (bei RCM 0/16 mittels $q_{u,28d}$ statt $q_{u,56d}$). Dabei ergaben sich für die Rezeptur TL1 ein f_z-Wert von 73, für TL 2 von 166, für TL3 von 193 und für RCM 0/16 von 252. Insbesondere die Rezepturen von TL3 und RCM 0/16 zeigen damit eine unerwünscht hohe langfristige Zunahme der Festigkeit, die allerdings durch die Anpassung der Mischungsverhältnisse optimiert werden könnte.

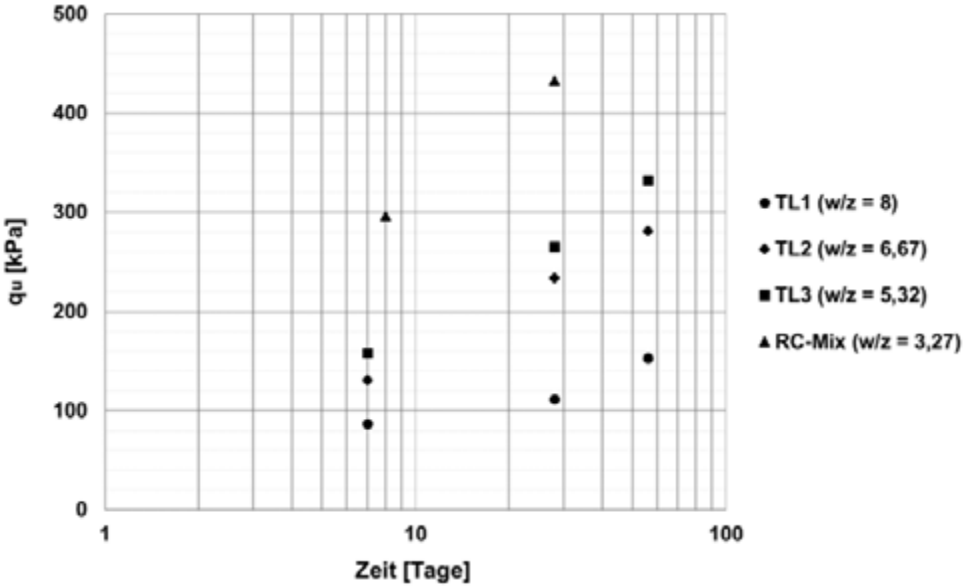


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung der einaxialen Druckfestigkeit q_u der ZFSV aus dem TL und dem RCM 0/16

3.3 Ergebnisse der Feldversuche

Der ZFSV aus RCMix 0/16 wurde zusätzlich im Rahmen eines Feldversuches untersucht. Hierbei wurde eine Versuchsgrube mit einer Geometrie von etwa 20 m x 10 m x 1 m mit dem ZFSV, der in einer ortsnahen stationären Mischanlage hergestellt und in einem Betonmischer zur Baustoffe transportiert wurde, aufgefüllt. Die an dem ZFSV bestimmten Ausbreitmaße sind in Tab. 3 aufgeführt. Zur Ermittlung der Festigkeitsentwicklung wurde das Versuchsfeld nach 8 Tagen und 28 Tagen mittels statischen Plattendruckversuchen nach DIN 18134 beprobt.

Die Ergebnisse der statischen Plattendruckversuche sind in Abb. 4 über die Zeit dargestellt und zeigen, dass der statische Verformungsmodul E_{v2} mit der Zeit ansteigt. So wurde nach 8 Tagen bereits ein statischer Verformungsmodul E_{v2} von im Mittel 211,5 MPa bestimmt. Nach 28 Tagen wurden deutlich höhere statische Verformungsmoduln E_{v2} von im Mittel 288,6 MPa bestimmt. Die Ergebnisse zeigen damit, dass die Anforderung des erdbautechnischen Regelwerkes (ZTV E- StB 17) an den statischen Verformungsmodul auf dem Planum ($E_{v2} \geq 45$ MN/m^2) bereits 8 Tage nach dem Einbau des ZFSV deutlich erfüllt wurde.

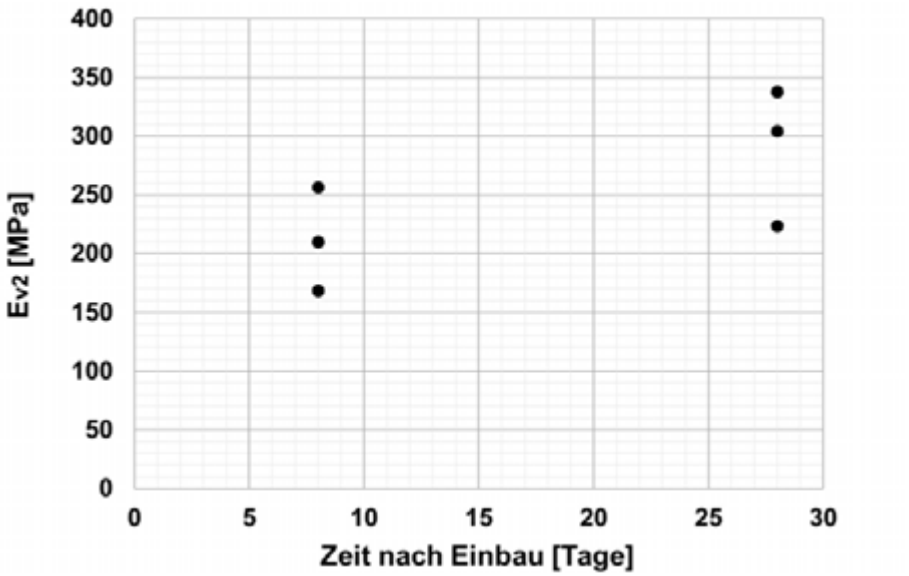


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung des Verformungsmoduls E_{v2} des ZFSV aus dem RCM 0/16

4 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Mineralische Restmassen wie feinkörnige, erdbautechnisch zu weiche Böden oder ziegelreiche rezyklierte Baustoffe werden aufgrund ihrer oftmals ungünstigen erdbautechnischen Eigenschaften nach wie vor häufig verfüllt oder beseitigt. Die Verwendung derartiger Materialien als Ausgangsstoffe zur Herstellung von ZFSV kann dazu beitragen, dass derartige Materialien zukünftig vermehrt in hochwertigen Anwendungen des Erdbaus eingesetzt werden. Hierbei ist es allerdings erforderlich, dass die aus diesen Materialien hergestellten ZFSV den bautechnischen Anforderungen des erdbautechnischen Regelwerkes entsprechen. Diesbezüglich zeigen die Ergebnisse der durchgeführten Labor- und Feldversuche, dass die Herstellung von ZFSV sowohl aus feinkörnigen Böden als auch aus rezyklierten Baustoffen in Übereinstimmung mit den Anforderungen des technischen Regelwerkes möglich ist. So wurde im Rahmen der Laboruntersuchungen gezeigt, dass die untersuchten ZFSV aus dem TL sowie aus dem RCM 0/16 die Anforderungen hinsichtlich der Frischprodukteigenschaften (Fließfähigkeit und Volumenstabilität) sowie im Hinblick auf die Festigkeit erfüllen können. Die zum Teil unerwünscht hohe langfristige Zunahme der Festigkeit bei den Rezepturen TL3 und RCM 0/16 könnte durch eine weitere gezielte Anpassung der Mischungsverhältnisse optimiert werden. Im Rahmen der Felduntersuchungen wurde am Beispiel des ZFSV aus dem RCM 0/16 gezeigt, dass mit ZFSV auch die Anforderungen an die Tragfähigkeit auf dem Planum gemäß ZTV E-StB 17 erfüllt werden können. Zu beachten ist allerdings, dass die in diesem Beitrag vorgestellten Ergebnisse und Kennwerte jeweils nur für die untersuchten Rezepturen gültig sind und stark von den jeweiligen Mischungsverhältnissen abhängig sind. Im Allgemeinen besteht darüber hinaus nach wie vor großer Forschungsbedarf im Hinblick auf die mechanischen Eigenschaften (Scherfestigkeit, Steifigkeit) von ZFSV bzw. deren zeitabhängiger Entwicklung. Zudem bestehen nach wie vor Vorbehalte gegenüber der Dauerhaftigkeit von ZFSV gegenüber typischen klimatischen Einwirkungen wie Frost-Tau- und Trocken-Feucht-Wechsel sowie bei Wasserlagerung, die ebenfalls zu untersuchen sind.

LITERATUR

DIN. (2007). DIN EN 445 - Einpressmörtel für Spannglieder - Prüfverfahren. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.

DIN. (2008). DIN 1045-2 - Tragwerke aus Beton, Stahlbeton und Spannbeton – Teil 2: Beton – Festlegung, Eigenschaften, Herstellung und Konformität –Anwendungsregeln zu DIN EN 206-1. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.

DIN. (2008). DIN EN 12620 - Gesteinskörnungen für Beton. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.
DIN. (2011a). DIN EN 197-1 - Zement – Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.
DIN. (2011b). DIN 18196 - Erd- und Grundbau - Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.
DIN. (2012). DIN 18134 - Baugrund - Versuche und Versuchsgeräte - Plattendruckversuch. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.
DIN. (2019). DIN EN 12350-5 - Prüfung von Frischbeton – Teil 5: Ausbreitmaß. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag.
FGSV. (2009). TL BuB E-StB 09 - Technische Lieferbedingungen für Böden und Baustoffe im Erdbau des Straßenbaus, Ausgabe 2009. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV).
FGSV. (2010). TP BF-StB Teil B 11.3 - Technische Prüfvorschriften für Boden und Fels im Straßenbau. Teil B 11.3: Eignungsprüfung bei Bodenverbesserungen mit Bindemitteln. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrwesen, Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau.
FGSV. (2012). H ZFSV - Hinweise für die Herstellung und Verwendung von zeitweisen fließfähigen, selbstverdichtenden Verfüllbaustoffen im Erdbau. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV).
FGSV. (2016). TL Gestein-StB 04 - Technische Lieferbedingungen für Gesteinskörnungen im Straßenbau, Ausgabe 2004/Fassung 2007, Änderung Anhänge A und B in 2016. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV), Arbeitsgruppe "Gesteinskörnungen, Ungebundene Bauweisen".
FGSV. (2017). ZTV E-StB 17 - Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau, Ausgabe 2017. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen.
Hook, W., & Clem, D. A. (1998). *Innovative use of controlled low-strength material (CLSM) in Colorado.* Yosemite/USA: Colorado Ready Mixed Concrete Association.
Kreislaufwirtschaft Bau. (2021). Mineralische Bauabfälle Monitoring 2018 - Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2018. (B. B.-S. V., Hrsg.) Berlin.
KrWG. (2012). Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewichtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG).
Sandig, F. (2015). *Strukturbedingte geotechnische Eigenschaften von Controlled Low Strength Material für Dichtungen in Deichen. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Dr.-Ing.* Bauhaus-Univesität Weimar: Schriftenreihe Geotechnik Heft 26.
Snethen, D. N., & Benson, J. M. (1998). *Construction of CLSM approach embankement to minimize the bump at the end of the bridge. ASTM STP 1331.* ASTM International. Howard & Hitch (Hrsg.).
Wagner, B., Neidhart, T., Weidlich, I., & Schleyer, A. (2013). Einsatz fließfähiger Verfüllbaustoffe zur KMR-Verlegung. *Euroheat & Poer, 42 (9)*, pp. 54-56.

Der Wertstoff Porenbeton-Bruch – Vorschlag für eine umfassende Verwertungsstrategie

F. Hlawatsch[1], H. Aycil[1], R. Küstermann[1], M. Peters[1], J. Küver[1], J. Kropp[2] & D. Ufermann-Wallmeier[2]

[1)] Leibniz Institut für Werkstofforientierte Technologien - IWT, Geschäftsbereich Amtliche Materialprüfungsanstalt der Freien Hansestadt Bremen, Deutschland

[2)] Hochschule Bremen, City University of Applied Sciences Bremen, Baustofftechnologie, Bremen, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Baustoff Porenbeton erfreut sich in Deutschland seit den 1960er Jahren großer Beliebtheit, da sich aus dem spezifisch leichten mineralischen Baustoff tragende monolithische Wandkonstruktionen errichten lassen, ohne zusätzliche Dämm-Maßnahmen für den Wärmeschutz von beheizten Gebäuden vornehmen zu müssen. Die für den Primärbaustoff Porenbeton vorteilhaften Eigenschaften, wie beispielsweise geringe Rohdichte und gute Wärmedämmung, kehren sich für den Reststoff im Bauschuttstrom in Nachteile um: Geringe Kornfestigkeit, hohes Wasseraufnahmevermögen, geringe Witterungsbeständigkeit. Der Übersichtsbeitrag beschreibt die Entwicklung unterschiedlicher Verwertungswege für Porenbetonbruch des Bremer Konsortiums aus MPA Bremen (GB des Leibniz IWT), Hochschule Bremen und der Forschungsvereinigung RWB. Für alle bei der Aufbereitung von Porenbeton entstehenden Korngrößen werden hochwertige Verwertungswege vorgestellt. In Summe ergeben alle Einsatzmöglichkeiten eine Verwertungsstrategie für Porenbetonbruch aus dem Gebäuderückbau, der Verarbeitung oder der Porenbetonproduktion. Ein Verwertungsweg ist die Nutzung von Porenbeton-Granulaten in einer Funktionsschicht, mit deren Hilfe aus Deponien ausgasendes Methan in weniger klimaschädliches CO_2 umgewandelt wird. In weiteren Verwertungswegen werden unterschiedliche Recycling-Baustoffe hergestellt, in denen natürliche Ressourcen vollständig durch Porenbetonbruch substituiert werden. Für einen der Verwertungswege wurde in einem hinsichtlich der Bearbeitung fortgeschrittenen Vorhaben sogar der Nachweis für die Eignung in einem weiteren Recycling-Zyklus auf nahezu gleichwertiges Niveau erbracht.

1 EINLEITUNG

Der Baustoff Porenbeton (nachfolgend PB) findet in Deutschland seit den 1960er Jahren verstärkt Einsatz, da sich aus dem spezifisch leichten mineralischen Baustoff tragende und zugleich eigenständig hinreichend dämmende monolithische Wandkonstruktionen errichten lassen. Als Folge des hohen Marktanteiles ergeben sich gegenwärtig steigende Rücklaufmengen im Bauschuttstrom. Gemäß Stier & Forberger (2016) fallen schon heute über 2 Millionen Tonnen PB-Bruch jährlich an. Bei einer durchschnittlichen Rohdichte des Porenbetons in Höhe von ca. 0,5 Mg/m³ entspricht diese Masse einem Volumen von ca. 4 Mio. m³ - einem Volumen, das derzeit als neuer Porenbeton in den Gebäudebestand Deutschlands eingebracht wird, vergleichbar ist. Die für den Primärbaustoff Porenbeton vorteilhaften Eigenschaften, wie z.B. geringe Rohdichte und gute Wärmedämmung, sind nach dem Rückbau für die hochwertige Verwertung nachteilig: Geringe Kornfestigkeit, hohes Wasseraufnahmevermögen, ausbleibende Beständigkeit bei Wasseraufnahme gegen Frost. Bislang bekannte Verwertungen liegen daher auf untergeordnetem Niveau, z.B. als Ölbinder oder als Hygienestreu. PB-Bruch wird i.d.R. auf Deponien der Deponieklasse DK 1 entsorgt.

Das Konsortium aus Amtlicher Materialprüfungsanstalt der Freien Hansestadt Bremen (Geschäftsbereich d. Leibniz-IWT), Hochschule Bremen und der Forschungsvereinigung Recycling und Wertstoffverwertung im Bauwesen e.V. (RWB) befasst sich seit vielen Jahren mit der Entwicklung unterschiedlicher Verwertungswege für PB-Bruch. Dabei handelt es sich um erfolgreich durchgeführte Erstversuche und Entwicklungen bis hin zu marktreifen, bereits baupraktisch erprobten Verwertungswegen, bei denen die vorhandene Gefügestruktur der PB-Granulate gezielt beibehalten und weiter genutzt wird. Im Fokus der Forschung und Entwicklungen stehen zwei

unterschiedliche Einsatzgebiete: Als spezieller Deponie-Baustoff für eine Funktionsbeschichtung sowie als Recycling (RC)-Baustoff in drei unterschiedlichen Varianten. Als Deponiebaustoff werden PB-Granulate bindemittelfrei kombiniert in gemeinsamen Schüttungen mit einem mechanisch stabileren Stützkorn-Granulat aus Kalksandstein. Im zweiten Einsatzgebiet wird PB-Bruch als Gesteinskörnung in RC-Baustoffsystemen in eine variable Bindemittelmatrix eingebunden, wodurch unterschiedliche Anwendungsgebiete erschlossen werden. Zum aktuellen Entwicklungsstand werden drei unterschiedliche RC-Baustoffe aus PB-Bruch betrachtet. Zielgerichtet werden für die jeweilige Anwendung das passende PB-Kornband, ein zweckmäßiges Bindemittel sowie eine angemessene Konsistenz des jeweils verwendeten Bindemittelleimes gewählt. Beim Einsatz der PB-Brechsande in einem RC-Mörtel zur händischen oder maschinellen Verarbeitung müssen diese vorwiegend plastisch eingestellt sein. Die Verwendung der PB-Brechsande als rüttelpressverdichteter Leichtstein bedarf hingegen einer steifen Konsistenz des RC-Frischmörtels. Schaumsteine, die im Injektionsverfahren hergestellt werden, erfordern wiederum eine fließfähige Konsistenz der Bindemittelleime.

2 VERWERTUNGSWEGE

2.1 PB-Granulate in Deponie-Funktions-Deckschicht "Methanox"

Aus Deponiekörpern treten selbst nach Jahrzehnten noch immer beachtliche Methanmengen als sogenanntes Deponiegas (Landfill Gas, LFG) aus der Verrottung organischer Abfälle aus (Parsch 2015), die das Klima um mehr als 37mal intensiver als Kohlendioxid belasten. Durch das Aufbringen eines Biofilters (vgl. in Abb. 1) in Form der Funktionsdeckschicht Methanox bzw. durch die Lenkung der Gase durch sogenannte Deponie-Fenster, die aus solchen Funktionsdeckschichten gefertigt werden, kann das durchströmende Methan zu großen Teilen von methanoxidierenden Bakterien zu Kohlendioxid verstoffwechselt werden.
Der Verwertungsweg „Methanox" nutzt die hohe Porosität insbesondere mittlerer und grober PB-Granulate (Korngröße 2 bis 16 mm) zur Befrachtung der Porenräume mit methanoxidierenden Bakterien. Im Gemisch mit festeren Kalksandstein-Granulaten zur Korngerüst-Stabilisierung wird das Korngemisch als Funktions-Schicht eingesetzt.
Abb. 2 zeigt einen Labor-Reaktor, mit dem der Ansatz unter Labor-Bedingungen nachgewiesen wurde. In zwei Projekten (Peterschewski et al. 2002, Remesch & Küver 2015) konnte bereits auch unter realen Bedingungen auf der Blocklanddeponie in Bremen die Wirksamkeit dieses vielversprechenden Ansatzes nachgewiesen werden. Das Konsortium verfolgt diesen Verwertungsansatz für PB-Bruch weiter.

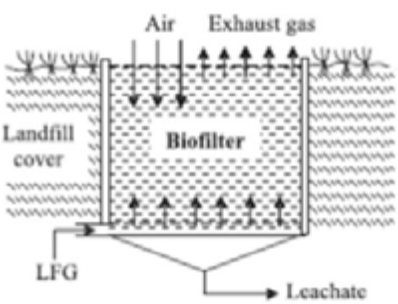


Abb. 1: Beschreibung des Biofilters (Huber-Humer et al. 2008); Biofilter auf Deponie-Körper, durch den Methan (Landfill Gas, LFG) strömt; Verstoffwechselung des Methans findet im Filter statt

Abb. 2: Labor-Reaktor, Simulation der Methanox-Funktionsschicht aus PB- und Kalksandstein-Bruch; Der PB-Bruch wurde mit methanreduzierenden Bakterien beimpft

2.2 Werktrockenmörtel aus feinen Porenbeton-Brechsanden

Im ersten Entwicklungsschritt wurden systematisch Eigenschaften mineralischer Mörtel unterschiedlicher Kornbänder und Konsistenzbereiche, ohne und mit Feinsand, mehlkornarme und –reiche Feinsande, mit und ohne chemischen Zusätzen, mit manueller und maschineller Verarbeitung sowie im Trocken- und Nassspritzverfahren bestimmt (Diedrich 2001). Überraschend positive Ergebnisse führten zur labortechnischen Optimierung insbesondere plastischer Mörtel mit einem Kornband von 0 bis 2 mm Korngröße, die insbesondere als Mauermörtel geeignet waren (Aycil & Kropp 2006).
Im nächsten Entwicklungsschritt galt es herauszufinden, ob sich die Rezepturen industriell zu Werktrockenmörtel, in bauübliche Säcke verpackt, produzieren lassen. Im Projekt „Scale Up des PB-Recyclings“ (Aycil & Kropp 2013) wurden vom Projektpartner Stebah GmbH Bremen mehrere Paletten des neuen Recycling-Mörtels aus PB-Brechsand produziert und in handelsüblichen Säcken verpackt. Die ungünstige, scharfkantige Kornform der PB-Granulate ergab weder beim Handling im Silo noch in der Anmischung und Verpackung der Werktrockenmörtel-Komponenten Probleme. Die industriell erstellten Werktrockenmörtel erzielten in einem Alter von 28 Tagen Druckfestigkeiten von ca. 8 bis 11 N/mm² bei Trockenrohdichten von 0,92 bis 0,95 Mg/m³.

2.3 Leichter Mörtelstein aus feinen und mittleren Porenbeton-Granulaten

Während der Bearbeitung der Mörtel-Projekte überraschte eine ausgeprägte Grünstandsfestigkeit insbesondere erdfeuchter Mörtel aus PB-Brechsanden. Diese Beobachtung aufgreifend wurde die Formgebung für stabile Presslinge mittels Press- und Rüttelpressverfahren im eigens entwickelten Rüttelpressrahmen mit variabler Press- und Verdichtungssteuerung (siehe Abb. 3) weiter verfolgt (Hlawatsch & Kropp 2008).
Gute Resultate ließen sich unter Verwendung intensiver Rüttelverdichtung bei gleichzeitiger Pressverdichtung erzielen. Als vorteilhaft stellte sich ebenso heraus, dass die Verwendung eines Kornbandes von 0 bis 8 mm für die Herstellung leichter Mörtelsteine geeignet ist und somit die potenzielle Verwertungsquote von PB aufgrund des breiten Kornbandes als hoch zu bewerten ist. Abb. 4 zeigt beispielhaft einen frischen Pressling unmittelbar nach dem Verdichtungsprozess.

Abb. 3: Labor-Rüttelpressrahmen

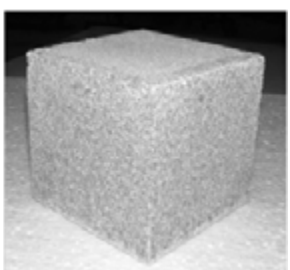


Abb. 4: Pressling aus Labor-Rüttelpressrahmen

Abb. 5: Industriell produzierter Leichtstein unmittelbar nach Verdichtung

Mit dem Ziel herauszufinden, ob sich die Arbeitshypothese in die Praxis übertragen lässt, wurde die industrielle Fertigung systematisch untersucht. Aufgrund der Ähnlichkeit zur erprobten Labor-Rüttelpresstechnik zur Verdichtungstechnik „Rütteln unter Auflast“ wurde eine Produktionsmethode ausgewählt, die insbesondere zur Herstellung von Betonwaren verbreitet ist. Der „Leichtstein“ ließ sich problemlos auf der Produktionsanlage des Projektpartners Berding-Beton GmbH aus Bremen fertigen (Aycil & Kropp 2013). Die industriell erstellten Leichtsteine erzielten je nach Bindemittelgehalt (180 und 360 kg/m³ Zement) in einem Alter von 28 Tagen Druckfestigkeiten von ca. 5 bis 16 N/mm² bei Trockenrohdichten von 0,98 bis 1,18 Mg/m³. Abb. 5 zeigt frische, formstabile Presslinge unmittelbar nach dem Pressvorgang.

2.4 RC-Wandsystem aus industriell gefertigten Werktrockenmörteln und Leichtsteinen

Naheliegend ist die gemeinsame bautechnische Nutzung der Recycling-Produkte aus PB-Brechsanden Werktrockenmörtel und Leichtstein. Hierzu wurden mehrere Mauerwerksproben mit Rezepturen der industriell gefertigten Werktrockenmörtel und der Leichtsteine mit Bindemittelgehalt von 180 kg/m³ gefertigt und im Mauerverbund hinsichtlich des Tragverhaltens und der Dauerhaftigkeit untersucht (siehe Abb. 6). Die Versuchswände wiesen eine Druckfestigkeit von mehr als 6 N/mm² auf. Schwindverkürzungen wurden in einer Größenordnung in Höhe von 0,4 bis 0,5 mm/m erfasst (Aycil & Kropp 2013).

Abb. 6: Probe-Mauer-Abschnitt aus industriell produzierten RC-Baustoffen

Abb. 7: Klassisches händisches Vermauern von Leichtstein und RC-Werktrockenmörtel

Abb. 8: unverputztes RC-Wandsystem in einer praktischen Anwendung

Für ein reelles Bauvorhaben in Bremen wurden abermals Werktrockenmörtel und Mauersteine aus PB-Brechsanden von den Industriepartnern gefertigt und von gewerblichen Maurern problemlos zur Errichtung der Recyclingstation Borgfeld in Bremen „klassisch“ vermauert (Abb. 7 u. 8). Während der Bauarbeiten und im ersten Jahr der Standzeit wurde ein Monitoring durchgeführt. Zur Begrenzung von eventuell auftretenden Schwindrissen sollten wie auch bei Verwendung klassischer Zementmörtel bekannt, Wandabschnitte auf wenige Meter Breite begrenzt werden. Nach Auswertung aller Ergebnisse zeigt sich, dass das neue RC-Wandsystem aus PB-Brechsand ohne weiteres Anwendung finden kann (Aycil & Kropp 2018).

2.5 Leichter Schaumstein aus groben Porenbeton-Granulaten

Grobe PB-Granulate, d.h. mit einer Korngröße von mehr als 4 oder 8 mm, verfügen über einen besonders hohen ungestörten, charakteristischen PB-Gefügeanteil und sind daher als RC-Granulat zur Herstellung spezifisch leichter RC-Baustoffe prädestiniert. In den vorgestellten Verwertungswegen Werktrockenmörtel und Leichtstein lassen sich die grobe PB-Granulate aus verfahrenstechnischen Gründen nicht einfügen. Um die groben PB-Granulate in eine mineralische Matrix einzufügen, wurde folgendes Verfahren gewählt: Grobe PB-Granulate mit einer Körnung ab 4 mm werden in eine Schalung gefüllt. Der verbleibende Haufwerksporenraum wird mittels eines Injektionsverfahrens mit einem Mörtel verfüllt, dessen Eigenschaften durch künstliche, tensidische Porosierung dem Primärbaustoff angepasst wurden. Drei unterschiedliche Bindemittelvarianten wurden untersucht: Die unter atmosphärischen Bedingungen härtenden Bindemittel Zement und Anhydrit. Die dritte Variante orientierte sich an der Herstellung des Primärstoffes Porenbeton und bestand aus Zement, Kalk und Quarz (ZKQ) und musste daher konzeptbedingt autoklav gehärtet werden (Hlawatsch et al. 2019).
Besonders positiv erwies sich die ZKQ-Bindemittelvariante, deren Eigenschaften dem Porenbeton sehr ähnlich sind. Die Kombination von PB-Granulaten und der porosierten ZKQ-Matrix erzeugte ein relativ homogenes Gefüge, das in Abb. 9. im Anschnitt dargestellt ist. Es wurden für den Primärbaustoff Porenbeton vergleichbare Wärmedämmeigenschaften und Längenänderungsverhalten ermittelt wie für den RC-Baustoff. Mit den verwendeten groben PB-Granulaten

aus der Bauschuttaufbereitung wurden Druckfestigkeiten von ca. 3 N/mm² und Trockenrohdichten von 530 kg/m³ erreicht.
Mit dem Ziel herauszufinden, ob selbst dieser leichte Schaumstein aus groben PB-Rezyklaten recyclingfähig ist, wurde in einem Folgeprojekt (Hlawatsch et al. 2022) der Prüfbruch aus dem vorgenannten Projekt aufbereitet. Aus den so entstandenen groben Schaumstein-Granulaten wurden mit derselben Methodik wieder neue Formkörper als „RC-Schaumstein“ erstellt. In der nachfolgenden Abb. 10 ist das Gefüge im Anschnitt einer Probe dargestellt, die aus Schaumstein-Granulaten mit einem porosierten ZKQ-Bindemittel hergestellt wurden und deren Haufwerksporenraum mit eingefärbter Matrix (siehe Rot- bzw. Grau-Ton in hervorgehobenem Kasten) injiziert wurde. Diese recycelte Schaumstein-Variante zeigt ein unverändertes Längenänderungsverhalten gegenüber dem Schaumstein und Porenbeton, die Druckfestigkeit bleibt auf selbem Niveau von ca. 3 N/mm², lediglich die Rohdichte steigt von 530 kg/m³ auf ca. 660 kg/m³ während die Wärmeleitfähigkeit mit 0,17 W/(m*K) unverändert bleibt.

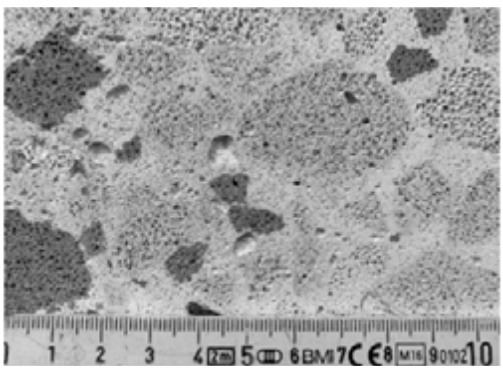


Abb. 9: Gefüge des Schaumsteines: Grobe PB-Granulate in porosierter ZKQ-Matrix

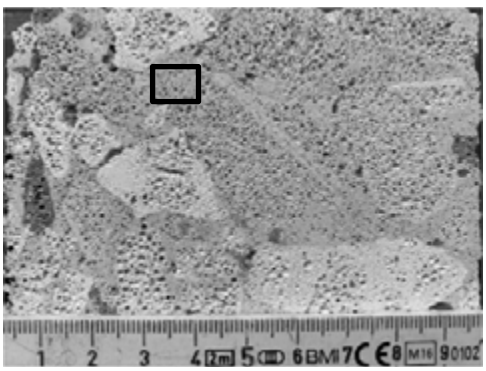


Abb. 10: Gefüge des RC-Schaumsteines: Grobe Schaumstein-Granulate (aus unterschiedlichen PB-Granulaten) in gefärbter injizierter ZKQ-Matrix (siehe beispielhaft Markierung)

3 ZUSAMMENFASSUNG

PB-Bruch ist nach seinem ersten Nutzungszyklus ein Wertstoff. In unterschiedlichen Verwertungswegen – entwickelt in einer Reihe von Forschungsvorhaben – wurde aufgezeigt, wie Porenbetonbruch trotz und z.T. wegen seiner besonderen Eigenschaften als Recycling-Granulat hochwertige Wiedernutzungsmöglichkeiten unter Einsatz etablierter Produktionstechnik für mineralische Baustoffe möglich sind.
Um zukünftig die aufgeführten Verwertungswege für PB-Bruch in der Praxis zu etablieren, bedarf es ergänzender Regelungen zum Umgang mit recyceltem PB-Bruch, Abstimmungen bezüglich einzuhaltender Eigenschaftsgrenzen des Wertstoffes aber auch bauaufsichtliche Unterstützung zur raschen Schaffung erforderlicher Regelwerke. Der Wertstoff PB-Bruch kann zukünftig einen beachtlichen Beitrag zur Schonung natürlicher Ressourcen, Einsparung von Deponieraum, Stärkung der an Bedeutung gewinnenden Kreislaufwirtschaft und zum Schutz des Klimas leisten.

4 FÖRDERHINWEIS

Die vorgestellten Projekte wurden erstellt mit freundlicher Unterstützung der nachfolgend aufgeführten Institutionen:

LITERATUR

Aycil, H., Kropp, J. (2006) PB-Mörtel II: Werktrockenmörtel aus der Bauschuttaufbereitung, Schlussbericht zum IGF-Forschungsvorhaben 13994 N.

Aycil, H., Kropp, J. (2013) Scale Up des Porenbetonrecyclings.

Aycil, H., Kropp, J. (2018) „Hochwertige Wiederverwendung von mineralischem Abbruchmaterial und erstmaliger Einsatz von Baustoffen aus PB-Rezyklaten in einem Bauvorhaben zur Errichtung von nicht tragenden Innenwänden“; DBU-Vorhaben 31711.

Diedrich, R. B. (2001) "PB-Mörtel I": Werktrockenmörtel mit Porenbetongranulaten aus der Bauschuttaufbereitung, Schlussbericht zum IGF-Forschungsvorhaben 11764 N.

Hlawatsch, F., Kropp, J. (2008) Leichte Wandbaustoffe aus Porenbetonbrechsanden, Schlussbericht zum IGF-Forschungsvorhaben 14280 N.

Hlawatsch, F., Küstermann, R., Kropp, J. (2019) Entwicklung eines Werksteines aus groben Porenbetongranulaten mit geschäumter und injizierter Matrix, Schlussbericht zum Forschungsvorhaben 18745 N.

Hlawatsch, F., Ufermann-Wallmeier, D. (2022) Weiterentwicklung eines Verfahrens zur Herstellung Leichter Schaumsteine aus groben Porenbetongranulaten im zweiten Nutzungszyklus, Förderkennzeichen 03THW04L05, laufendes Vorhaben.

Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H. (2008) Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management & Research*. 2008;26(1):33-46. doi:10.1177/0734242X07087977.

Parsch, P. (2015) und Ewig gärt der Müll. Online vom 15.02.2015. http://www.tagesspiegel.de/wissen/umweltgefahr-durch-alte-deponien-und-ewig-gaerender-muell/11380814.html.

Peterschewski, J., Rabenstein, A., Küver, J. (2002) Bioaktivierung von Recyclingmaterial mit methanotrophen Bakterien zur Reduktion der Methanausgasung aus Mülldeponien und Industrieanlagen. Bremen.

Remesch, M., Küver, J. (2015) Bioaktivierung von Porenbeton- und Kalksandstein-Recyclinggranulaten mit Methan oxidierenden Bakterien zur Reduktion von Methanausgasungen aus Hausmülldeponien - Ein Beitrag zum Klima- und Ressourchenschutz; IGF 16634N.

Stier, C., Forberger, J. (2016) Ergebnisse einer Befragung zum Umgang mit Porenbetonabfällen aus dem Abbruch von Gebäuden (88, No. 4). Chemie Ingenieur Technik(4), S. 506-513.

Asbestfasern im Recyclingmaterial durch asbesthaltige Betonabstandhalter/Scheiben in Abbruchobjekten

A. Fürnkranz[1]
[1)] Fürnkranz Geoconsulting Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Bis zum Asbestverbot Anfang der 90iger Jahre wurden Asbestfasern vielen Bauprodukten wie z.B. Betonabstandhaltern und Asbestplättchen, aber auch Bauchemikalien wie Putzen, Fliesenklebern oder Spachtelmassen beigemischt. Diese Gebäude und Bauwerke, in denen asbesthaltige Bauprodukte verwendet wurde, erreichen zunehmend altersbedingt die Phase der Sanierung oder des Abrisses. Da die Trennung der asbesthaltigen Bauprodukte vom konventionellen Bauschutt in den letzten Jahren kaum technisch erkannt wurde, verblieben diese im Beton oder wurden beim Abbruch unter Umständen auch in die Umgebung ausgetragen. Somit stellt der Abbruch und die Entsorgung dieser mineralischen Bau- und Abbruchabfälle mit Asbestgehalten in der Zukunft eine große Herausforderung dar. Erst durch eine systematische Vorerkundung von Gebäuden und Bauwerken auf Asbest – bedingt durch die Vorgaben der Recycling-Baustoffverordnung – werden diese asbesthaltigen Bauprodukte immer häufiger entdeckt.

1 EINLEITUNG

Trotz des Verbots von Asbest seit 1990 steigt die Anzahl der Berufserkrankungen in Österreich noch immer an (über 120 Neuerkrankungen und rund 70 Todesfälle jedes Jahr (Allgemeine Unfallversicherungsanstalt (AUVA) 2018). Im Jahr 2018 wurden in Österreich 119 Fälle einer Asbestose oder bösartige Neubildung durch Asbest als Berufskrankheit anerkannt (Allgemeine Unfallversicherungsanstalt (AUVA) 2022). In Deutschland starben 2017 ca. 1.600 Personen (Berndt 2019), 2019 stieg der Wert auf 1672 an, 2021 starben 1623 Personen an Asbestose, Mesotheliom oder durch Asbest bedingten Lungen-/Kehlkopfkrebs laut (DGUV 2022). Laut einer WHO Schätzung (ÖGB 2016) über asbestbedingte Mortalität gibt es rund 107.000 Todesfälle jährlich weltweit. Aufgrund der langen Latenzzeit ist in den nächsten Jahren noch mit einer Zunahme an Neuerkrankungen zu rechnen.
Die Verwendung von Asbestprodukten für den Hochbau wurde am 01.01.1994 in der Asbestverordnung vom 26. Juni 1990 in Österreich gesetzlich verboten. Asbesthaltige Kleinteile an Stahlbetonbauwerken (z.B. Abstandshalter, Spannhülsen, Asbestzementplättchen, etc.) sind visuell von außen nicht erkennbar und können nicht ohne weiteres aus dem Bauwerk entfernt werden.
Österreichweit steht außerdem die Sanierung einer hohen Zahl von Brücken an, bei denen asbesthaltige Abstandshalter verbaut wurden. Nach Schätzungen der „Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH“ sind in 30-60 % der Stahlbetonbrücken aus der Zeit 1963-1988 asbesthaltige Abstandshalter vorhanden. Es ist mit 1 bis 4 Abstandhalter pro m² Deckenfläche zu rechnen. Die Asbestmassegehalte in Abstandshaltern betragen bis 20 Ma-%. Diese atmosphärische Hintergrundbelastung liegt in der Größenordnung von 100 – 150 Fasern/m^3 Luft (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden - Württemberg 2021)).

2 VORERKUNDUNG ZUR IDENTIFIZIERUNG DIESER ASBESTHALTIGEN BAUSTOFFE

Ziel der ÖNORM 3151 (Ausgabe: 2022-05-15) „Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode“ ist es sortenreine Abfallfraktionen zu erhalten, die frei von Schad- und Störstoffen sind. Dafür ist gemäß 5.e) dieser ÖNORM eine Schad- und Störstofferkundung durchzuführen. Im Zuge dieser Erkundung sind alle in der ÖNORM angeführten Schad- und Störstoffe festzustellen. Asbesthaltige Materialien wie unter 9.2 definiert, sind jedenfalls auf der Baustelle zu entfernen.

Freilegung mittels HD Strahlung
In Bereichen, wo keine AZ Streifen oder -Abstandhalter visuell erkennbar sind, aber trotzdem davon ausgegangen werden muss, dass diese vorliegen, sind die betroffenen Betonoberflächen (Decken, Wände) mittels Hochdruck-Wasserstrahlung zu behandeln. Ziel der Wasserstrahlung ist die Entfernung von Betonschlämme oder Farbanstrich. Wesentlich dabei ist eine richtige Dosierung von Wasserdruck, um einerseits Betonschlämme oder Farbanstrich ausreichend zu entfernen, aber andererseits eine Asbestfaserfreisetzung zu vermeiden.

Typen von asbesthaltigen Abstandhaltern
- AZ-Linienabstandhalter:
  Länge: 35 cm (Streifen); Querschnitt: oval mit Höhe ca. 3 cm, Breite ca. 2 cm
- AZ Streifen als verlorene Schalung:
  Breite 4 cm; Höhe (Tiefe) 3 mm; Länge verlegt variierend (ca. 30 cm bis 400 cm)
- AZ Einzel- Abstandhalter: Breite 2,5 cm, Höhe (Tiefe) 2 cm, Länge 1,5 cm

3 ARBEITSPLAN, SANIERUNGS- UND RÜCKBAUKONZEPT ZUR ENTFERNUNG DIESER ASBESTHALTIGEN ABFÄLLE VOR DEM MASCHINELLEN ABBRUCH

Diesbezüglich sind umfassende Arbeitnehmerschutzbestimmungen zu berücksichtigen:
- Arbeitsplatzevaluierung gem. ArbeitnehmerInnenschutzgesetz; Bundesgesetz über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei der Arbeit – ASchG. (Bundesgesetz BGBl. Nr. 450 1994)
- Bauarbeitenkoordinationsgesetz (SIGe-Plan) ((Bundesgesetz BGBl. Nr. 37 1999))
- die Bauarbeiterschutzverordnung (Verordnung des Bundesministers für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz über Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Baustellen und auf auswärtigen Arbeitsstellen – BauV 1994), (Bundesgesetz BGBl. Nr. 450 1994)
- die Grenzwerteverordnung (Verordnung des Bundesministers für Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende und fortpflanzungsgefährdende [reproduktionstoxische] Arbeitsstoffe – GKV 2021) - (Bundesgesetz BGBl. Nr, 253 2001), (Sonderbestimmungen für Asbest - §§ 21 – 27)

Der 4. Abschnitt der Grenzwerteverordnung gilt für Arbeiten, bei denen Arbeitnehmer Asbeststaub oder Staub von asbesthaltigen Materialien ausgesetzt sind oder sein können. Die wesentlichsten Vorschriften dieses Abschnittes der GKV sind:
- Meldungen von Asbestarbeiten (§ 22 GKV) an das zuständige Arbeitsinspektorat
- Arbeitsplan (§ 23 GKV)
- Messungen der Asbestkonzentration (§24 GKV)
- Minimierung der Exposition (§ 26 GKV)

Bei Arbeiten mit Asbest müssen Arbeitgeber dafür sorgen, dass folgende Maßnahmen zur Minimierung der Exposition getroffen werden (zusätzlich zu § 43 ASchG):
- Alle Arbeitsbereiche und Arbeitsmittel sind regelmäßig, möglichst mit saugenden Verfahren, zu reinigen und zu warten.
- Alle Materialien, die mit Asbest in Berührung gekommen sind, wie Arbeitskleidung und persönliche Schutzausrüstung, Asbeststaub freisetzendes oder asbesthaltiges Material und asbesthaltige Abfälle sind, nach geeigneter Behandlung und Verpackung, in geeigneten geschlossenen Behältnissen aufzubewahren und ohne Staubentwicklung abzutransportieren. Diese Behältnisse sind mit einem Hinweis auf Asbest zu kennzeichnen.

Bauteile aus Asbestzement müssen möglichst zerstörungsfrei im Ganzen demontiert werden.
Materialien, in denen Asbestfasern fest in einer Matrix gebunden sind, dürfen nur mit Handgeräten oder mit geeigneten, langsam laufenden, die Entstehung von Asbeststaub möglichst vermeidenden Arbeitsmitteln, die mit geeigneten filternden Absaugungen versehen sind, oder mit Arbeitsmitteln, die im Nassverfahren arbeiten, bearbeitet werden.

ARBEITSPLAN, SANIERUNGS- UND RÜCKBAUKONZEPT gemäß §§ 12,14 ASchG und §§ 23, 25 GKV 2018, in Anlehnung an TGRS 519 Nr. 4.2 sehen unter anderem vor:

- Staubdichte Einhausung der Arbeitsbereiche (Schwarzbereiche),
- Aufbau Personen- und Materialschleuse,
- Aufbau der Unterdruckhaltegeräte und -kontrollgerät,
- Abnahme der Baustelleneinrichtung,
- Probelauf Unterdruckhaltung und Regelung des Differenzdruckes,
- Entfernen der schadstoffhaltigen Materialien inkl. Behandlung und Verpackung,
- Reinigung aller Oberflächen im Sanierungsbereich (Stahlbauteile, Boden, etc.),
- Durchführung von externen Abnahmen / Raumluftmessungen durch ÖBA,
- Freigabe des Schwarzbereiches als Arbeitsraum ohne Schutzausrüstung,

4 MESSUNG DER ASBESTKONZENTRATION NACH DEM 5. ABSCHNITT DER GKV

- Grenzwert-Vergleichsmessungen nach § 28 GKV zur Feststellung der Exposition der Arbeitnehmer; Messung innerhalb Arbeitsbereich
- Kontrollmessungen nach § 29 GKV dient dem Schutz Dritter; Messung außerhalb Arbeitsbereich; entspricht „Beweissicherungsmessung“ bezüglich erforderlicher Abschottung des Arbeitsbereichs gegenüber außen; in diesem Sinn können diese Messungen auch als Grenzwert Kontrollmessung zum Schutz Dritter bezeichnet werden
- Kontinuierliche und mobile Messungen sowie Überwachungen nach § 30 GKV
- Freimessung; Rechtsgrundlage: Abfallwirtschaftsgesetz AWG § 2 (öffentliches Interesse)

Diese Messungen werden zum Beispiel nach dem „Verein Deutscher Ingenieure“ (VDI)-Richtlinie 3492 „Messen anorganischer faserförmiger Partikel“ durchgeführt (Verein Deutscher Ingenieure“ (VDI) 2013). Die Analyse der Fasern erfolgt unter dem Rasterelektronenmikroskop.

5 DURCHFÜHRUNG DER SCHADSTOFFSANIERUNG NACH DER TRGS 519

Asbesthaltige Abfälle fallen insbesondere bei Abbruch-, Sanierungs- oder Instandhaltungsarbeiten an. Der sichere Umgang mit diesen Gefahrstoffen ist in der TRGS 519 – „Asbest“ (TRGS 519 - Technische Regeln für Gefahrstoffe 2022) - geregelt. In der letzten Überarbeitung wurde die Akzeptanzkonzentration der Asbestfasern bei Tätigkeiten von 15.000 Fasern pro m^3 auf 10.000 Fasern pro m^3 heruntergesetzt.

Beim Umgang mit Asbest nach der TRGS 519 ist das oberste Ziel, die Arbeiten so durchzuführen, dass eine Asbestfaserfreisetzung auf ein Minimum reduziert wird. Die zu treffenden Schutzmaßnahmen bei den Arbeiten sind beispielsweise bruchfreies/zerstörungsfreies Arbeiten, Feuchthalten, Faserbindung und Absaugen von Stäuben an der Entstehungsstelle. Weiterhin sind emissionsarme Arbeitsverfahren zu wählen und die Beschäftigten müssen eine persönliche Schutzausrüstung tragen. Auch Tätigkeiten mit asbesthaltigen Abfällen z.B. Verpackung, Lagerung sowie Tätigkeiten im Rahmen der Entsorgung asbesthaltiger Geräte und Bauteile (z.B. Ausbau asbesthaltiger Teile aus Brandschutztüren, Nachtspeicherheizgeräte, Armaturen) fallen unter den Anwendungsbereich dieser Richtlinie.

Das Ziel von Proberückbauten ist es, verlässlich nachzuweisen, dass arbeitnehmerschutzrechtliche Grenzwerte, welche keinen Schwarzbereich erfordern, unterschritten werden.

- Artikel 14 enthält besondere Regelungen für Abbruch und Sanierungsarbeiten an schwach gebundenen Asbestprodukten. Dies erfordert in der Regel Arbeiten in Schwarzbereich.
- Artikel 15 beinhaltet besondere Regelungen für Tätigkeiten mit geringer Exposition oder emissionsarmen Verfahren.
- Artikel 16 enthält besondere Regelungen für Abbrucharbeiten an Asbestzementprodukten.
- Artikel 16.3 regelt Arbeiten in Innenräumen. Laut Art. 16.3.6: „Ist damit zu rechnen, dass Asbestzementprodukte beim Ausbau zerstört (gebohrt, gebrochen, aufgeschnitten) werden.

Damit sind zusätzlich zu den Maßnahmen von Absatz 1 bis 5 die Maßnahmen nach Artikel 14 anzuwenden". Maßnahmen gemäß Art. 15 sind in einem solchen Fall nicht vorgesehen bzw. nicht ausreichend. Daraus folgt, dass in der Regel bei wesentlicher mechanischer Beanspruchung von Asbestzementprodukten Art. 14 zum Tragen kommt, somit entsteht das Erfordernis nach Schwarzbereich. Dies deshalb, als TRGS 519 in der Regel bei wesentlicher mechanischer Beanspruchung von Asbestzementprodukten von einer Überschreitung des arbeitnehmerschutzrechtlichen Grenzwertes von 10.000 Asbestfasern je m^3 Luft ausgeht.
Gegenständlich folgt daraus, dass – so ferne repräsentativ und verlässlich eine Unterschreitung des arbeitnehmerschutzrechtlichen Grenzwertes von 10.000 Asbestfasern je m^3 Luft nachgewiesen werden kann - gutachterlich den spezifischen Umständen angepasste asbestspezifische Arbeitsabläufe und Sicherungsvorkehrungen vorgegeben werden können. Gemäß vorstehender Erläuterung ist es das Ziel, durch Proberückbau den tatsächlich in weiterer Folge stattfindenden Regelrückbau zu simulieren; insbesondere dahingehend, ob ein arbeitnehmerschutzrechtlicher Grenzwert von 10.000 Asbestfasern je m^3 Luft verlässlich und umfassend unterschritten wird. Gegenständlich galt Ziel, Regelrückbau ohne Schwarzbereich vornehmen zu können.

Ein Schwarzbereich im Zuge von Proberückbau dient somit de facto als „Sicherheitsnetz", ohne dass dies die Simulation von späterem Regelrückbau beeinflussen darf, dies insbesondere mit Bezug zu tatsächlicher Asbestfaserbelastung der unmittelbar mit den Arbeiten involvierten Arbeitnehmer. In gegenständlichen 3 Pilotversuchen wurde nachgewiesen, dass der Ausbau von Asbestzement (AZ) Streifen sowie von AZ bzw. Asbestfaserbeton (AFB) Abstandhaltern als „Tätigkeiten mit geringer Exposition" gemäß TRGS 519 durchgeführt werden kann. Dafür wurde an gesamt 3 Pilotversuchen mit unterschiedlichen bautechnischen Gegebenheiten bezüglich der auszubauenden asbesthaltigen Bauteile (AZ Streifen als verlorene Schalung; asbesthaltige Einzel- Abstandhalter bzw. Linien- Abstandhalter) die Unterschreitung des Grenzwertes von 10.000 Asbestfasern je m^3 Luft (Akzeptanzkonzentration) nachgewiesen.

Zusammengefasst belegt dieser erbrachte Nachweis die technische Möglichkeit des Ausbaus der asbesthaltigen Bauteile als „Tätigkeit mit geringer Exposition" mit jeweils dokumentierter Ausbauleistung, ersetzt jedoch nicht das darüberhinausgehende Erfordernis zur „Ermittlung und Bewertung der Asbestfaserexposition" gemäß TRGS 519 Anhang 6.1 für „Tätigkeit mit geringer Exposition" gemäß TRGS 519 Art. 2.8.
Die konkrete Vorgabe an den Auftragnehmer lautete daher „Ausbau und Entsorgung von asbestzementhaltigen Einbauteilen in Stahlbetonbauelementen, wie z.B. verlorene Schalung, Abstandhalter, Abstandstreifen etc. mittels geeignetem Verfahren als Tätigkeit mit geringer Exposition gemäß TRGS 519 Art 2.8 mit Ausnahme, dass bei Abbruchobjekten nach Abschluss der Arbeiten anstatt eines Erfolgsnachweises von 500 F/m^3 (verbleibendes Bestandsobjekt) die Unterschreitung einer Faserkonzentration von 1.500 F/m^3 in der Raumluft nachzuweisen ist".

Analog sind dabei folgende Bestimmungen der TRGS 519 zu berücksichtigen:

- Art. 8, Sicherheitstechnische Maßnahmen, insbesondere bei Tätigkeiten mit geringer Exposition nach Art. 2.8
- Art. 15, Besondere Regelungen für Tätigkeiten mit geringer Exposition nach Art. 2.8 wobei als „Verfahren zur Ermittlung und Bewertung der Asbestfaserexposition" Anlage 6.1 der TRGS 519 Gültigkeit hat.
- Bezüglich kontinuierlichem Nachweis (in Verantwortung des AN) der Unterschreitung des Grenzwertes (Akzeptanzkonzentration) von 10.000 Asbestfasern je m^3 Luft bei „Tätigkeiten mit geringer Exposition" (gemäß TRGS 519) gelten die Bestimmungen der GKV 2018, 5. Abschnitt (Messungen)., Insbesondere § 28 (Grenzwert-Vergleichsmessungen) und § 29 (Grenzwert-Kontrollmessungen).

Diese GKV Bestimmungen für Stoffe, für welche MAK-Wert oder TRK-Wert festgelegt ist, sind demnach auch für Akzeptanzkonzentration von 10.000 Fasern je m^3 Luft gemäß TRGS 519 anzuwenden. Weiters sind bezüglich persönliche Schutzausrüstung (Atemschutz, Schutzbekleidung) jedenfalls die Bestimmungen der österreichischen Grenzwerteverordnung GKV 2022 einzuhalten (ua. § 14 und § 23).

6 NACHWEIS DER ASBESTFREIHEIT UND DIE ENTSPRECHENDE DOKUMENTATION DES VERBLIEBENEN BAUWERKS

Die TRGS 517 (TRGS 517 - Technische Regeln für Gefahrstoffe - Bundesministerium für Arbeit und soziales (BMAS) 2015) gilt für Tätigkeiten mit potenziell asbesthaltigen mineralischen Rohstoffen und daraus hergestellten Gemischen und Erzeugnissen und enthält Schutzmaßnahmen, deren Anwendung Voraussetzung für Tätigkeiten mit natürlichen, asbesthaltigen, mineralischen Rohstoffen und daraus hergestellten Zubereitungen ist. Insbesondere gilt diese TRGS für die Gewinnung und Aufbereitung natürlich vorkommender, asbesthaltiger, mineralischer Rohstoffe in Steinbrüchen (z.B. Schotter, Splitt, Brechsand, Füller) und für die Weiterverarbeitung dieser Rohstoffe und der daraus hergestellten Gemische und Erzeugnisse (z.B. im Straßenbau). Die Bestimmung des Massengehaltes von Asbest wird mit Analyseverfahren durchgeführt, die in der TRGS 517 verbindlich festgelegt sind. Dabei ist der Nachweis von Asbest dann erbracht, wenn unter Anwendung eines der vier in Nr. 3.2.2 der TRGS 517 aufgeführten Verfahren zur Bestimmung des Massengehalts an Asbest, Asbestfasern in mindestens einer von drei Proben nachgewiesen wurden. Dabei wird auf eine Nachweisgrenze von 0,008 Ma-% unter Standardbedingungen verwiesen. Ergeben die Untersuchungen eines mineralischen Rohstoffes oder daraus hergestellten Zubereitung oder Erzeugnisses einen positiven Asbestnachweis, sind die Schutzmaßnahmen der TRGS 517 anzuwenden.

Die TRGS 517 wurde zuletzt im März 2015 geändert und ergänzt. Ergänzungen im Vergleich zur älteren Fassung sind weitere Schutzmaßnahmen für bestimmte Tätigkeiten. In Abschnitt 5.2 „Wiederaufbereitung und Wiederverwertung“ sind vor der Aufnahme von Tätigkeiten Informationen darüber einzuholen, ob im angelieferten Material Asbest nachgewiesen wurde oder ob das Material aus einem Gestein besteht, das als asbesthaltig zu betrachten ist. Wenn keine Information über das angelieferte Material vorliegt, ist so vorzugehen, als wäre Asbest nachgewiesen. Weiterhin gelten für Recyclinganlagen gemäß 5.2.2 alle Schutzmaßnahmen und Schutzvorkehrungen, die für das Aufbereiten natürlicher, asbesthaltiger, mineralischer Rohstoffe zum Schutz der Beschäftigten gewährleistet werden müssen.

Der Abschnitt 4.9 „Abfälle und Reststoffe“ der TRGS 517 verweist bei der Entsorgung von Abfällen und Reststoffen (z.B. Filterstäube) auf die (LAGA - Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall, 2022). Diese verlangt, dass in Behandlungsanlagen nur asbestfreies Material in die Wiederverwertung gelangt. Nach dem Entwurf der LAGA M 23 (Stand Mai 2022) können Materialien unterhalb von 0,01 M-% einer Recyclinganlage zugeführt werden.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Wenn in einem Bauwerk asbesthaltige Bauteile oder Baumaterialien verbaut worden sind, und eine Abtrennung nicht möglich ist, könnte sich rechnerisch bezogen auf die Gesamtmasse des Abfalls ein Asbestanteil unterhalb der analytischen Nachweisgrenze ergeben (Verdünnungseffekt). Dies darf jedoch nicht dazu führen, dass der resultierende Abfall als asbestfrei eingestuft wird. Vielmehr sind diese Bauteile wie z.B. Betonbauteile wie Stützen, Träger oder Wände mit asbesthaltigen Abstandshaltern, Putzen oder Anstrichen als asbesthaltig anzusehen.

Geordneter Rück- oder Umbau (LAGA - Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall 2022): Bei Bauwerken der Baujahre bis einschließlich 1995 kann der Verdacht auf Asbest grundsätzlich nur durch eine Erkundung ausgeräumt werden. Diese Erkundung muss sich an dem Ziel ausrichten, die asbesthaltigen Baustoffe vorab zu separieren und gesondert zu entsorgen.
Davon abweichend sind asbesthaltige Baustoffe, die im Bestand getrennt ausgebaut wurden, als asbesthaltige Abfälle SN 31437 40 gn zuzuordnen. Dieser Ausbau ist durchzuführen, soweit dies technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist.
Soweit dieser Ausbau im Bestand gemäß Rückbaukonzept nicht durchgeführt werden kann, sind die betroffenen Abschnitte eines Bauwerks getrennt vom ggf. unbelasteten Rest zurückzubauen. Ist der Asbestgehalt im Bauschutt < 0,1 Ma-% (rechnerisch/analytisch), handelt es sich in aller Regel um einen nicht gefährlichen der zu beseitigen ist. In der Praxis kommt dieser Fall nach

bisherigen Erfahrungen nur in Ausnahmefällen vor, da z. B. asbesthaltige Putze oder asbesthaltige Abstandshalter in Beton regelmäßig nicht dazu führen, dass die Asbestgehalte im Gesamtabfall den Grenzwert von 0,1 Ma-% erreichen. Asbesthaltige Abfälle sind grundsätzlich aus dem Wirtschaftskreislauf aus zu schleusen und auf Deponien zu beseitigen.

In Deutschland wurde beim 4. Dialogforum Asbest 2020 (Bundesministerium für Arbeit und Soziales 2020) der dringende Wunsch geäußert, dass der Umgang mit Bau- und Abbruchabfällen mit geringen Asbestgehalten schnellst möglich geregelt werden solle, da die jetzige Rechtslage auf den Umgang mit offensichtlich asbesthaltigen Bauprodukten, wie z.B. Asbestzementplatten abzielt und die Anforderungen an den Umgang mit Bau- und Abbruchabfällen mit geringen Asbestgehalten nicht ausreichend berücksichtigt.

LITERATUR

Allgemeine Unfallversicherungsanstalt (AUVA) (2018) Sicherheit Kompakt. *Informationen und Unterweisung bei Asbestexposition (gemäß § 25 GKV für Arbeiten mit geringfügiger Exposition),* M plus 267.1, 01. 07 2018.

Allgemeine Unfallversicherungsanstalt (AUVA) (2022) *Asbest - Richtiger Umgang*, 2022.

Austrian Standards Institute / Österreichisches Normungsinstute (2022) *ÖNORM 3152 „Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode“,* Mai 2022.

Berndt, C. (2019) *Wie Wissenschaftler das Asbestproblem kleinrechnen.* Süddeutsche Zeitung, 17. März 2019.

Bundesgesetz BGBl. Nr, 253 (2001) *Verordnung des Bundesministers für Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende Arbeitsstoffe – GKV 2021* - Sonderbestimmungen für Asbest - §§ 21 – 27.

Bundesgesetz BGBl. Nr, 253 (2018) *Verordnung des Bundesministers für Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende Arbeitsstoffe – GKV 2021* - Sonderbestimmungen für Asbest - §§ 21 – 27.

Bundesgesetz BGBl. Nr, 253 (2021) *Verordnung des Bundesministers für Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende Arbeitsstoffe – GKV 2021* - Sonderbestimmungen für Asbest - §§ 21 – 27.

Bundesgesetz BGBl. Nr. 324 (1990) *Asbestverordnung*, Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie und des Bundesministers für Arbeit und Soziales vom 10. April 1990 über Beschränkungen des Inverkehrsetzens und des Herstellern, des Verwendern sowie über die Kennzeichnung asbesthaltiger Stoffe, Zubereitungen und Fertigwaren.

Bundesgesetz BGBl. Nr. 340 (1994) *Verordnung des Bundesministers für Arbeit, Soziales und Konsumentenschutz über Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Baustellen und auf auswärtigen Arbeitsstellen (Bauarbeiterschutzverordnung – BauV).*

Bundesgesetz BGBl. Nr. 37 (1999) *Bundesgesetz über die Koordination bei Bauarbeiten - Bauarbeitenkoordinationsgesetz*.

Bundesgesetz BGBl. Nr. 450 (1994) Bundesgesetz über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei der Arbeit – AschG.

Bundesministerium für Arbeit und Soziales (2020) *Sachstandsbericht des BMAS - Anpassung der Asbestregelungen in der Gefahrstoffverordnung,* Nationaler Asbestdialog, April 2020.

DGUV, D. G. (2022) *DGUV - Todesfälle infolge einer Berufskrankheit.* Von dguv.de: https://www.dguv.de abgerufen 15. Juli 2022.

LAGA - Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall (2022) *LAGA-Mitteilung 23 „Vollzugshilfe zur Entsorgung asbesthaltiger Abfälle".*

Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden - Württemberg (2021) *Asbest in Gebäuden - Die versteckte Gefahr.* Was sind hohe Asbestfaserkonzentrationen?

ÖGB, Österreichischer Gewerkschaftsbund (2016) *Arbeitsbedingte Krebserkrankungen . Von https://www.gesundearbeit.at abgerufen,* Jänner 2016.

TRGS 517 - Technische Regeln für Gefahrstoffe - Bundesministerium für Arbeit und soziales (BMAS) (2015). *Tätigkeiten mit potenziell asbesthaltigen mineralischen Rohstoffen und daraus hergestellten Zubereitungen und Erzeugnissen*. Jänner 2015.

TRGS 519 - Technische Regeln für Gefahrstoffe - Bundesministerium für Arbeit und Soziales. (2022). *„Asbest: Abbruch-, Sanierungs- oder Instandhaltungsarbeiten“,* 31. 03 2022.

Verein Deutscher Ingenieure“ (VDI) (2013) Richtlinie 3492 *Messen von Innenraumluftverunreinigungen - Messen anorganischer faserförmiger Partikel*, Juni 2013.

Rückführung von Gipsabfallstoffströmen - Identifizierung und Bewertung anfallender Gipsabfälle

S. Eichhorn[1], K. Schmidt[1] & A. Ruff[1]
[1)] Hochschule Nordhausen, Thüringer Innovationszentrum für Wertstoffe, Nordhausen, Deutschland

KURZFASSUNG: Recyclinggipse können einen Beitrag leisten, den zukünftig wegfallenden REA-Gips zumindest teilweise zu kompensieren. Das Forschungsprojekt RueGips betrachtet bestehende Gipsabfallströme, prüft das Recycling dieser Abfälle, erarbeitet und erprobt ein Sammel- und Logistikkonzept für einen ausgewählten Abfallstrom. Kernziel des Projektes ist es, Lösungsansätze aufzuzeigen, welche die Rückführung von recyclingfähigen Gipsabfällen steigern und somit die Verfügbarkeit von RC-Gipsen erhöhen. Erste Ergebnisse des Projektes zeigen, dass in Deutschland überwiegend Gipsplattenabfälle aus dem Rückbau einem Recycling durch Aufbereitungsanlagen zugeführt werden und andere Gipsabfälle nicht bzw. nur in einem geringen Maße im Kreislauf geführt werden. Weiterhin konnte bereits ermittelt werden, dass Recyclinggipse nach Herkunft und bisheriger Anwendung unterschiedliche Herausforderungen mit sich bringen.

1 EINLEITUNG

1.1 Hintergrund

Die Ressourcenverknappung ist aktuell branchenübergreifend ein wichtiges Thema, welches viele Industriezweige bereits heute und zukünftig vor große Herausforderungen stellt. Die Rohstoffversorgung mit Gips ist ein anschauliches Beispiel, wie sich innerhalb weniger Jahrzehnte die Verfügbarkeit etablierter Rohstoffquellen durch politische Entscheidungen verändern kann. Spätestens 2038 (2030) entfällt in Deutschland Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA-Gips), welcher bisher einen erheblichen Anteil an der Deckung des Rohstoffbedarfs der gipsverarbeiteten Industrie hat. Recyclinggipse als Sekundärrohstoffe können als eine Alternative zur teilweisen Kompensation dieser etablierten Rohstoffquelle eingesetzt werden. Insbesondere Gipsabfälle, welche sich durch eine gezielte und wiederkehrende Aufbereitung zur Wiederverwertung in neuen Produkten anbieten und somit den Gedanken der Kreislaufführung entsprechen, können dauerhaft als Rohstoffpotential dienen. Trotz des hohen Recyclingpotentials von Gips wird in Deutschland lediglich ein kleiner Anteil der Gipsabfälle in Aufbereitungsanlagen zu RC-Gips aufbereitet. Als Hemmnisse sind u.a. schlechte Rückführungsquoten und kostengünstige Deponierung sowie der Export von Gipsabfällen anzuführen.

1.2 Zielstellung

Hier setzt das WIR!-Verbundprojekt „Rückführung sulfathaltiger Stoffströme - RueGips“ (gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung; FKZ: 03WIR0306; Laufzeit: 02/2021 - 01/2024) im Rahmen des WIR!-Bündnisses „Gipsrecycling als Chance für den Südharz“ an. Unter der Leitung der Hochschule Nordhausen in Kooperation mit dem gipsverarbeitenden Unternehmen Saint-Gobain Formula GmbH werden Lösungsansätze zur Erhöhung der Rückführungsquoten von Gipsabfällen entwickelt und erprobt. Im Rahmen des Projektes sollen durch eine umfassende Stoffstromanalyse relevante Gipsabfallströme identifiziert werden. Diese werden im Projekt hinsichtlich ihrer Eignung für eine nachfolgende Verwertung analysiert und bewertet. Im weiteren Projektverlauf soll schließlich ein ausgewählter Stoffstrom im Rahmen eines Praxistests weiterführend untersucht werden. Weiterhin ist ein Sammel- und Logistikkonzept zu erarbeiten und zu erproben (Abb. 1).

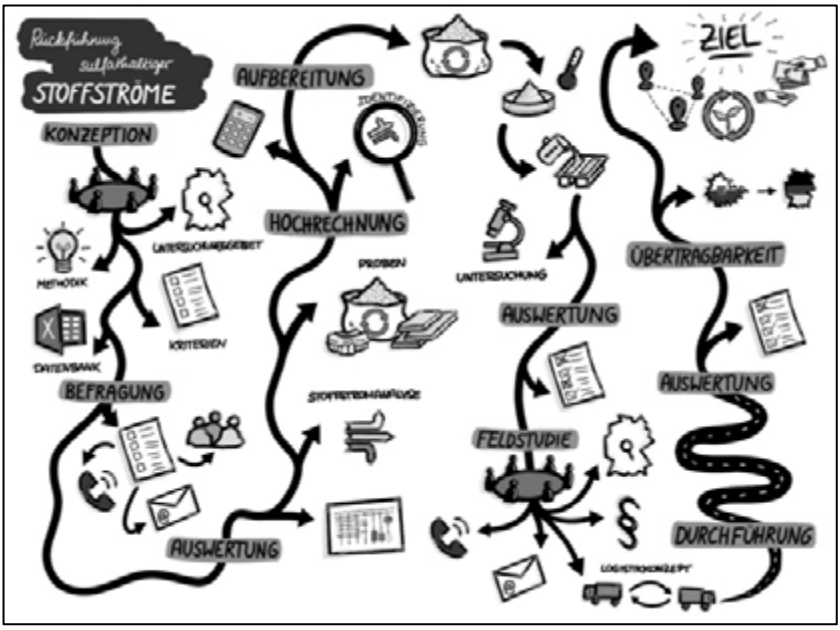


Abb. 1: Darstellung des Projektablaufes RueGips (Grafik: Tamina Weber)

1.3 Thüringer Innovationszentrum für Wertstoffe (ThIWert)

Das in Nordhausen ansässige Thüringer Innovationszentrum für Wertstoffe (ThIWert) wurde 2018 in Kooperation der Hochschule Nordhausen, der Bauhaus-Universität Weimar und dem IAB - Institut für Angewandte Bauforschung Weimar gGmbH gegründet. Das ThIWert wird durch den Freistaat Thüringen gefördert und aus Mitteln des EFRE (EU) kofinanziert. Die Forschungsaktivitäten des Wertstoffzentrums behandeln verschiedene Themen zur Rohstoffeffizienz und Kreislaufwirtschaft.

Ein wichtiger Forschungsschwerpunkt des ThIWert, welches an die Hochschule Nordhausen angegliedert ist, sind Problem- und Fragestellungen rund um den Rohstoff Gips. So werden bspw. im Rahmen des WIR!-Bündnisses „Gipsrecycling als Chance für den Südharz“ oder dem Thüringer Forschungsverbund „Ressourcenmanagement und nachhaltiges Bauen“ verschiedene (Verbund-)Forschungsprojekte koordiniert und bearbeitet. Eine übersichtliche Darstellung zu den Forschungsaktivitäten zum Thema Gips können aktuellen Publikationen entnommen werden (Ruff 2022, Ruff & Eichhorn 2022, Schmidt et al. 2022).

2 MATERIAL UND METHODEN

In Kap. 2 werden die im Rahmen der Stoffstromanalyse und der Eignungsanalyse für eine nachfolgende Verwertung notwendigen Materialien und Methoden dargestellt.

3 STOFFSTROMANALYSE

Zur Identifizierung relevanter Gipsabfallströme wird neben einer Sekundärdatenanalyse in bestehender Literatur eine Primärdatenanalyse durchgeführt. Diese sind Ausgangspunkte für umfassende Stoffstromanalysen.
Die Sekundärdatenanalyse umfasst die Auswertung bestehender relevanter Literatur und Daten. Für die Primärdatenanalyse werden in einem ersten Schritt die Systemgrenzen definiert und eine Modellregion zur Befragung festgelegt. In einem zweiten Schritt werden Betriebe und Unternehmen in dieser Region, bei welchen Gips und Gipsprodukte zum Einsatz kommen und als Abfall anfallen, identifiziert. Die identifizierten Akteure werden mit Hilfe einer Firmendatenbank für die

Befragung geordnet und verwaltet. Durch ein Expertengremium wird eine Kriteriensammlung erarbeitet, welche die Basis zur Konzeptionierung des Fragebogens darstellt. Die Befragung erfolgt in einem definierten Zeitraum in digitaler Weise mittels Online-Fragebogen. Die auf die Primärdatenanalyse folgende Stoffstromanalyse bündelt die vorab ermittelten Ergebnisse in Form einer graphischen Darstellung einzelner gipshaltiger Stoffströme.

4 EIGNUNGSANALYSE FÜR EINE NACHFOLGENDE VERWERTUNG

Proben der identifizierten Gipsabfallströme werden hinsichtlich ihrer Eignung für eine nachfolgende Verwertung analysiert und bewertet. Neben mechanischen Aufbereitungsuntersuchungen erfolgen im Projekt RueGips u.a. Kalzinierungsversuche sowie werkstoffliche Prüfungen zur Qualität der erzeugten Recyclinggipse der unterschiedlichen Stoffströme.
Tabelle 1 gibt einen Überblick über die zur Untersuchung ausgewählten Gipsabfallströme sowie der jeweils geplanten oder bereits durchgeführten Aufbereitungstechniken, relevante Analysemethoden und werkstoffliche Prüfungen.

Tab. 1: Überblick über ausgewählte Materialien und Methoden im Rahmen der Eignungsanalyse identifizierter Gipsabfallströme

Stoffstrom	Mechanische Aufbereitung		Kalzinier-Versuche*			Analyse-methoden				Werkstoffl. Prüfungen	
	Grob-zerkleinerung	Nach-zerkleinerung	120 °C	140 °C	160 °C	Partikelgrößenanalyse (Laser-granulometrie); Luftstrahlsieb	Einstreumenge-Verfahren**	Fließmaß- und Ausbreit-tisch-Verfahren**	Messer-Verfahren**	Biegefestigkeit**	Druckfestigkeit**	Härte**
Orthopädische Gipse Gipsformen (Feinkeramik) Gipsformen (Sanitärkeramik)	Einwellen-Zerkleinerer (≤ 20 mm)	Schlagnasen-mühle (< 6,3 mm)/ Stiftmühle (D97 ca. 250 µm)										
Modellgipse der Dentaltechnik Gipsformen (Dachziegelherstellung)	Backen-brecher (≤ 4 mm)	Stiftmühle (D97 ca. 250 µm)										

*) Die Evaluation der Kalzinierungsversuche wird mittels Bestimmung des Kristallwassergehaltes durchgeführt **) in Anlehnung an DIN EN 13279-2

Die Aufbereitung von Gipsabfällen dient der Reduktion der Korngröße und dem Aussortieren von Störstoffen. Durch Zerkleinerungsuntersuchungen werden das Zerkleinerungsverhalten und der Aufschluss enthaltener Störstoffe untersucht. Die Grobzerkleinerung erfolgt, sofern erforderlich, zunächst manuell und anschließend im Einwellenzerkleinerer oder Backenbrecher. Die im Einwellenzerkleinerer erzeugten Gipsprodukte <20 mm werden in einer Schlagnasenmühle mit einem Siebrost auf eine Korngröße <6 mm zerkleinert. Die weitere Aufmahlung auf Endfeinheit erfolgt mit einer Stiftmühle.
Die Beurteilung der Störstoffanteile in den unterschiedlichen gipshaltigen Stoffströmen erfolgt größtenteils über Sortieranalysen/ Siebung vor der Vermahlung in der Stiftmühle.
Die Charakterisierung der Partikelgrößenverteilung im Bereich <875 µm erfolgt mittels Laserbeugungsmethode. Weiterhin kommt zur Beurteilung des R200 (Siebrückstand auf einem Sieb mit einer Maschenweite von 200 µm) ein Luftstrahlsieb zum Einsatz.
Gips ist ein Mineral, das theoretisch unendlich im Kreislauf geführt werden kann. Durch das Entziehen von Wasser (Kalzinierung) entsteht aus einem Calciumsulfat-Dihydrat (z.B. Naturgips, abgebundener Gips) ein abbindefähiges Calciumsulfat-Halbhydrat, welches durch Zugabe von Wasser wiederum zu einem Calciumsulfat-Dihydrat abbindet.
Im Gegensatz zu α-Halbhydrat, der in einem Autoklav kalziniert wird, erfolgt die Herstellung von β-Halbhydrat unter normaler Atmosphäre. Durch Kalzinierungsuntersuchungen im Trockenschrank wird für die aufbereiteten Gipsabfälle die optimale Kalzinierungstemperatur und -zeit ermittelt. Die gewonnenen β-Halbhydrate dienen als Basis für die Analysen und werkstofflichen Untersuchungen.

Nach der Kalzinierung im Trockenschrank erfolgt die Bestimmung des Wasser/Gips-Werts in Anlehnung an DIN EN 13279-2.
Zur Bestimmung der werkstofflichen Eigenschaften werden Gipsprismen hergestellt, welche mittels einer Universalprüfmaschine hinsichtlich ausgewählter Eigenschaften getestet werden.

Abbildung 2 gibt eine bildliche Übersicht über ausgewählte Gipsabfälle, welche im Rahmen des Projektes RueGips untersucht werden.

Abb. 2: Verschiedene Gipsabfälle (von links nach rechts: Modellgipse der Dentaltechnik; Formgipse aus der Dachziegelherstellung; orthopädische Gipse)

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In Kap. 3 Ergebnisse und Diskussion werden ausgewählte Ergebnisse, welche im Rahmen der Stoffstromanalyse und der Eignungsanalyse für eine nachfolgende Verwertung erzielt wurden, dargestellt und bewertet.

6 STOFFSTROMANALYSE

Als ein übergeordnetes Resultat der durchgeführten Stoffstromanalyse lässt sich hervorheben, dass neben den bekannten massenreichen Gipsabfallströmen (z.B. Baugipsabfälle) auch kleinere qualitativ hochwertige Stoffströme vorliegen (z.B. Gipsabfälle der Dentaltechnik und Orthopädie), welche derzeit nicht einem Recycling zugeführt werden. Abbildung 3 zeigt derzeitige Gipsquellen sowie Anwendungsbereiche von Gips auf.
In Deutschland werden jährlich etwa 10 – 11 Mio. t Gipsrohstoffe bereitgestellt. Bei dem überwiegenden Anteil handelt es sich um REA-Gips (ca. 5,2 Mio. t [2019]) sowie Naturgips (ca. 5,6 Mio. t [2019]) (BBS 2022). Auf Grund des Ausstiegs aus der Kohleverstromung wird zukünftig zunehmend weniger REA-Gips zur Verfügung stehen. Im Jahr 2020 wurden etwa 63.000 t Recyclinggips bereitgestellt (BV Gips 2022). Hierbei handelt es sich insbesondere um zurückgeführte Gipsplatten, welche aus dem Rückbau von Gebäuden stammen. Vereinzelt werden ebenfalls Formgipse einem Recycling zugeführt. Auch befinden sich weitere Gipsstoffströme, wie z.B. qualitativ hochwertige Formgipse der Dentaltechnik, nicht in der Kreislaufführung.
Weiterhin wurden ebenfalls ca.133.000 t [2020] Gips-Produktionsausschüsse aus dem innerbetrieblichen Recycling zurückgeführt (BV Gips 2022). Es zeigt sich, dass die durch den Wegfall des REA-Gipses entstehende Rohstofflücke nicht ausschließlich durch den Einsatz von Recyclinggips geschlossen werden kann. Mit Blick auf die gipshaltigen Bauabfälle in Deutschland, welche etwa 641.000 t/a betragen (BBS 2018), wird deutlich, dass im Vergleich zur derzeitigen bereitgestellten RC-Gipsmenge ein erhebliches Potential noch ungenutzt ist.

Es wird prognostiziert, dass in den nächsten Jahren eine Steigerung der zur Verfügung stehenden Recycling-Gipsmenge besteht (UBA 2017).

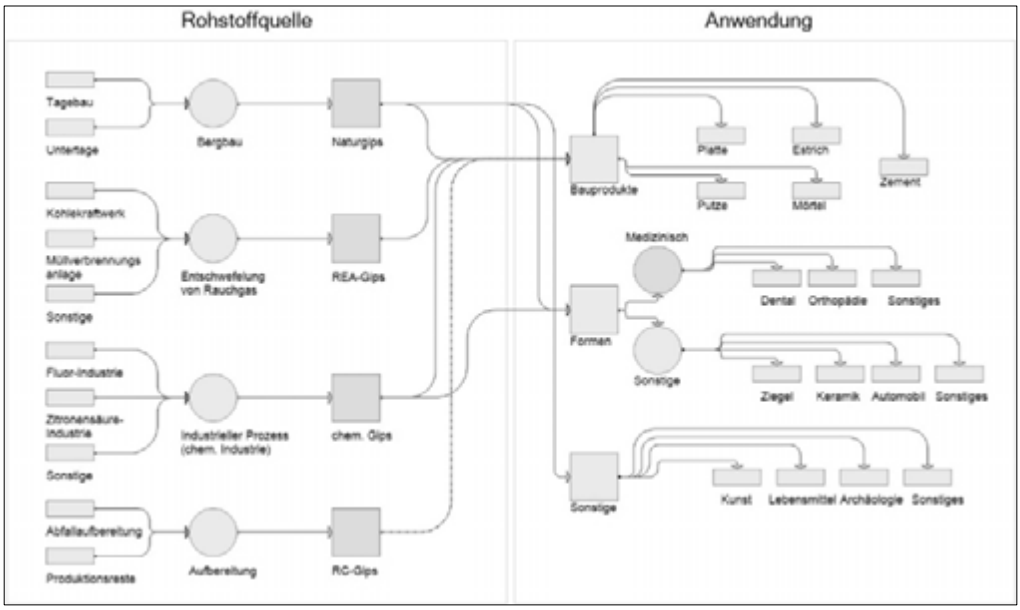


Abb. 3: Übersicht zu aktuellen Gipsquellen und deren relevanter/ hauptsächlicher Verwendung

6.1 Primärdatenanalyse

In der betrachteten Untersuchungsregion – der Region Südharz – konnten etwa 200 relevante Akteure verschiedener Branchen identifiziert und mittels Online-Fragebogen befragt werden. Die Rücklaufquote betrug im Mittel 13 %, wobei deutliche Unterschiede zwischen den Branchen evaluiert wurden.
In der Befragungskategorie „Quantität und Qualität der Gipsabfälle“ wurde ermittelt, dass in der Betrachtungsregion überwiegend Baustoffe auf Gipsbasis anfallen. Auch gaben die Befragten überwiegend an, dass ihrer Einschätzung nach die Gipsabfallmenge im Unternehmen in den nächsten 5 Jahren konstant bleibt. Weiterhin konnte ermittelt werden, dass Gipsabfälle in der Befragungsregion u.a. dem Restmüll zugeführt bzw. teilweise deponiert und somit einem Recycling entzogen werden.
In der Befragungskategorie „Motivation und Umweltbewusstsein“ konnte festgestellt werden, dass > 50 % der Befragten Gipsabfälle als Ressource verstehen, welche recycelt werden muss. Weiterhin sehen es die Befragten überwiegend als wahrscheinlich an, dass ein gleichwertiges Produkt aus Recyclinggips durch Ihr Unternehmen gekauft/ verwendet wird, sofern es am Markt verfügbar ist.

7 EIGNUNGSANALYSE FÜR EINE NACHFOLGENDE VERWERTUNG

7.1 Mechanische Aufbereitung

Im Rahmen der Aufbereitung sind bei Gipsabfällen je nach Herkunft und bisheriger Anwendung Störstoffe mehr oder weniger relevant. So enthalten Gipsabfälle bspw. der Dentaltechnik u.a. Kunststoffe, Wachse und Messingpins. Im Gegensatz dazu sind die untersuchten Formgipsabfälle aus der Feinkeramikherstellung weitgehend frei von Störstoffen und Anhaftungen. Die Aufbereitungsuntersuchungen zeigten, dass insbesondere bei den FE- und NE-Metallen ein sehr guter selektiver Aufschluss im Backenbrecher bei einem Brechspalt von 4 mm erzielt werden konnte. Die Abtrennung der FE-Fraktion erfolgte mittels Magnettrommel.

7.2 Analysemethoden

Im Zuge der Beurteilung des Störstoffanteiles mittels Sortieranalysen wurden insbesondere Kunststoffe, FE- und NE-Metalle, Fasern und Papier separiert. Die Siebvorversuche zur Abtrennung von Fremdmineralen (Vermiculite bei Torsos in der Orthopädietechnik) zeigten, dass ein selektiver Aufschluss von Gips und Vermiculit mit den untersuchten Verfahren nicht erfolgreich war. Es wird vermutet, dass beide Minerale ein ähnliches Bruchverhalten aufweisen (ähnliche Mohshärte und Dichte).
Die Bestimmung des Wasser/Gips-Werts der aufbereiteten und kalzinierten Recyclinggipsproben ist je nach Herkunft und vorherigem Gebrauch teilweise nicht bzw. nur eingeschränkt möglich. Bei stark hydrophobem Material muss für das weitere Vorgehen ein festgelegter Wert genutzt werden.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Im Rahmen des Verbundprojektes „Rückführung sulfathaltiger Stoffströme - RueGips“ des WIR!-Bündnisses „Gipsrecycling als Chance für den Südharz“ werden Lösungsansätze zur Erhöhung der Rückführungsquoten von Gipsabfällen entwickelt und erprobt.

- Die für die Stoffstromanalyse notwendige Datengrundlage wurde mittels einer Sekundär- und Primärdatenanalyse durchgeführt.
- Die Primärdatenanalyse wurde in der Region Südharz durchgeführt, wobei etwa 200 Unternehmen verschiedener Branchen befragt wurden. Die Rücklaufquote betrug 13 %. Es zeigte sich, dass Gipsabfälle in der Befragungsregion u.a. dem Restmüll zugeführt bzw. teilweise deponiert und somit einem Recycling entzogen werden.
- Im Zuge der Eignungsanalyse für eine nachfolgende Verwertung werden u.a. identifizierte, bisher weitgehend nicht betrachtete Gipsabfallstoffströme (bspw. Orthopädische Gipse, Formgipse aus der Grob- und Feinkeramikherstellung, Modellgipse der Dentaltechnik) untersucht.
- Durch Sortieranalysen konnten Kenntnisse über die in den unterschiedlichen Gipsabfällen enthaltenen Störstoffe und die Mengen ermittelt werden.

Das Bereitstellungspotential von Recyclinggips ist aktuell nicht vollständig ausgenutzt. So werden aktuell lediglich < 20 % des derzeit recyclingfähigen Gipsabfalles zu Recyclinggips aufbereitet. Einer der Gründe sind bspw. fehlende/ unzureichende Sammel- und Logistikkonzepte bisher ungenutzter Gipsabfallströme. Die Ergebnisse des Projektes RueGips werden dazu beitragen, diese ungenutzten Stoffströme zukünftig verstärkt einem Recycling zuzuführen.

LITERATUR

Bundesverband Baustoffe - Steine und Erden (BBS) (2022) Studie „Die Nachfrage nach Primär- und Sekundärrohstoffen der Steine- und Erden-Industrie bis 2040 in Deutschland“ - Aktualisierung 2022. Von https://www.baustoffindustrie.de/fileadmin/user_upload/bbs/Bilder/Aktuelles/2022-04-20_BBS_Rohstoffstudie_01_ONLINE.pdf abgerufen

BV Gips (2022) Angaben zu Gipsrecyclingmengen (persönliche Auskunft).

Bundesverband Baustoffe - Steine und Erden (BBS) (2018) Mineralische Bauabfälle - Monitoring 2018; Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2018. https://kreislaufwirtschaft-bau.de/Download/Bericht-12.pdf

Ruff, A. (2022) Sicherung der Gips-Rohstoffversorgung in Deutschland - Aktuelle Herausforderungen und Lösungsansätze. Vortrag im Rahmen der BGR-Rohstoffkonferenz.

Ruff, A., & Eichhorn, S. (2022) Gipsrecycling – Beitrag zur Sicherung der Rohstoffversorgung. Gestein des Jahres 2022 - Gips, S. 91-98.

Schmidt , K., Eichhorn, S., Henning-Jacob, J., Samtleben, J., Ruff, A. (2022) Gipsrohstoffquellen - Innovative Forschungsansätze zum Gipsrecycling. AT Mineral Processing Europe, S. 58-65.

Umweltbundesamt (UBA) (2017) Ökobilanzielle Betrachtung des Recyclings von Gipskartonplatten. UBA Texte 33/2017. Dessau-Roßlau.

Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld – Auch eine Abfallgeschichte

T. Sattler[1], J. Daul[2], R. Galler[3] & D. Vollprecht[4]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[2)] Lafarge Perlmooser / Gipsbergbau Preinsfeld GmbH Nfg KG, Wien, Österreich
[3)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Leoben, Österreich
[4)] Universität Augsburg, Institut für Materials Resource Management, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Aus sicherheitstechnischen Gründen erfolgt im Gipsbergbau Preinsfeld die Verfüllung mit bergfremdem Material, da es nach Stilllegung des Bergwerks aufgrund von Wasserzutritten und der Instabilität des Grubengebäudes zu Verbrüchen bis zur Tagesoberfläche kam. Um das Grubengebäude zu stabilisieren, wurde zunächst Realit, ein Abfall aus der Rauchgasentschwefelung, eingesetzt. Nach Ende der Verfügbarkeit dieses Materials wird derzeit gips-haltiges Tunnelausbruchmaterial des Semmering-Basistunnels im Sturzversatz eingesetzt. Da Mineralwolleabfall zukünftig verwertet statt deponiert werden soll, wird an der Möglichkeit eines einsetzbaren Versatzprodukts mit Mineralwolleabfall geforscht. Hierfür wurden im Labor unterschiedliche Rezepturen hinsichtlich ihrer einaxialen Druckfestigkeit und dem daraus resultierenden gebirgsstabilisierenden Einfluss getestet. Weiters muss das Eluat aus dem Versatzprodukt Grenzwerte, die für eine Bodenaushubdeponie vorgeschrieben sind, einhalten.

1 VERSATZGESCHICHTE DES BERGWERKS PREINSFELD

Der Gipsbergbau Preinsfeld liegt in der Gemeinde Heiligenkreuz im Wienerwald. Seit 1962 wurde die Gipslagerstätte bergmännisch abgebaut, bis im Jahre 2001 die Gewinnung eingestellt wurde. Der Abbau erfolgte zuerst im Tagebau, dann untertage mit Örter-Pfeilerbau auf insgesamt acht Sohlen. Der Gips wurde zunächst im Bohr- und Sprengverfahren gewonnen. Mit dem Auffahren der vierten Sohle wurde zur Gewinnung ein Walzenschrämlader AM 50 eingesetzt. Der Hauptabnehmer des gewonnenen Gipses war das Zementwerk Rodaun, ca. 25 km entfernt am Rande der Stadt Wien im Tal der Dürren Liesing. Nachdem dieses 1996 geschlossen worden war, wurde der Preinsfeld-Gips im Zementwerk Mannersdorf eingesetzt. Als man dort aber den sogenannten Zitro-Gips für die Zementproduktion entdeckte, nahm die Nachfrage nach dem Naturprodukt stetig ab, bis sie 2001 gänzlich zum Erliegen kam. Der Abfall aus der Zitronensäure-Herstellung, der ein Abfallende und damit einen Produktstatus erreichte, war in seiner Gleichmäßigkeit der Qualität, und auch bei anderen technischen Parametern dem natürlichen Gips weit überlegen. Der Preis spielte zudem ebenso eine Rolle. Die jüngere Geschichte des Bergwerks ist in einzigartiger Weise mit der Abfallwirtschaft verbunden.

1.1 Verfüllung als Aufgabe

Bei der Stilllegung der Grube erstreckte sich das untertägige Grubengebäude über sechs Sohlen, bis ca. 80 m Teufe mit einer Streckenausdehnung von rd. 25 km. Das gesamte damals zugängliche Hohlraumvolumen des alten Örterpfeilerbaues betrug etwa eine halbe Million Kubikmeter. Teile der Grube, vor allem die oberflächennahen Sohlen, die von einem Tagebau aus aufgefahren worden waren, waren durch Wasserzutritte und als Folge intensiver Sprengarbeit instabil. Um die Lagerstätte möglichst vollständig auszunutzen, war zwischen den Sohlen stellenweise nur eine sehr dünne Schwebe belassen worden. Zudem standen die Pfeiler vielfach nicht übereinander, sodass insgesamt eine latente Verbruchgefahr für das ganze Grubengebäude bestand. Die Tagesoberfläche wurde zu einem Bruchgebiet erklärt und unter Betretungsverbot abgezäunt. Tagbrüche über dem Grubengebäude erzeugten immer wieder im Luftbild erkennbare Pingen, also durch Einsturz alter Grubenbaue entstandene trichterförmige Vertiefungen an der Erdoberfläche.

Aufgrund dieser Situation sowie vor dem Hintergrund des Grubenunglückes von Lassing im Juli 1998 ergab sich die Aufgabe, das Bergwerk zu verfüllen, um eine spätere Nachnutzung der Tagesoberfläche grundsätzlich zu ermöglichen. Da kein Abbau mehr stattfand, musste der Versatzbetrieb sich finanziell selbst tragen. Der Versatzbaustoff musste die Kosten decken und den Kriterien der Umweltverträglichkeit entsprechen, da der Versatzbaustoff in einem grundwassersensiblen Bereich einzusetzen war, was eine zusätzliche Herausforderung darstellte. Keine unwesentliche Rolle spielte in den ersten Jahren auch der Widerstand der lokalen Bevölkerung, die von früheren Versatzversuchen kritisch geworden war und anfangs eine starke Gegnerschaft bildete.

1.1.1 Verfüllung mit Realit

Ein Versatzbaustoff, der diesen Anforderungen entsprach, war das sogenannte Realit, ein Abfall aus der Rauchgasentschwefelung des Kohlekraftwerks Dürnrohr. Zwischen 2001 und 2008 wurden die dafür erforderlichen Versuche vorgenommen, die Abfallendefeststellung erwirkt und die weiteren behördlichen Genehmigungen besorgt. Realit war somit ein Produkt, das mit Zement und Wasser vermischt einen idealen Baustoff für die Anwendung als Spülversatz darstellte. Aufgrund der sehr guten Pumpbarkeit und Fließfähigkeit ließen sich damit Flächen über mehrere Hundert Quadratmeter ohne weiteres anfüllen. Das Material härtete innerhalb von einigen Wochen aus und erreichte eine Festigkeit von über 7 MPa. Die lange Abbindedauer spielte in dieser Anwendung keine Rolle. Innerhalb der ersten Jahre konnte sogar eine Marktfähigkeit für Realit, der Name ReaZem war dafür angedacht worden, als Schlitzwandfüller erzielt werden. Die Vorarbeit für die Verfüllung im Bergbau bestand lediglich aus der Abdichtung der einzelnen Versatzabschnitte. Dazu wurden Schläuche aus Geovlies an den Enden abgebunden, zwischen Pfeilern verlegt und mit Versatzmaterial verfüllt. Der dahinterliegende Bereich konnte dann verfüllt werden. Sobald eine Schicht abgebunden hatte, konnte die nächste Schicht darauf angelegt werden. Zur Herstellung der Firstbündigkeit wurde die letzte Schicht mit Brunnenschaum zusätzlich abgedichtet, wobei ein Luftauslass bestehen blieb (Abb. 1).

Abb. 1 Verfüllung mit Realit im Bergbau Preinsfeld

Die Verfüllung des Grubengebäudes ging aus statischen Gründen grundsätzlich von unten nach oben. Bedingt durch die Wasserlöslichkeit des Gipses bestand aber die Verbruchgefahr eher im oberen Bereich des Bergbaus und im Süden des sich Süd-Nord erstreckenden Grubengebäudes. Damit ergab sich für einige Jahre durchaus eine Art Wettlauf-Situation, nämlich, ob es gelingen würde, die Verfüllung so rasch als möglich abzuwickeln, bevor es in den oberen Sohlen zu massiven Verbrüchen mit möglichen Dominoeffekten kommen würde. Das ist zum guten Glück gelungen. Zur selben Zeit richtete sich jedoch die Entwicklung der Klimapolitik mehr und mehr darauf aus, den Einsatz von Kohlekraftwerken zu reduzieren. Entsprechend ging auch die Verfügbarkeit des Versatzbaustoffes immer weiter zurück. Das geplante Lebensende des Kraftwerkes Dürnrohr vom Jahr 2025 wurde letztlich überraschend auf das Jahr 2019 vorverlegt. Bis dahin waren rd. 60 % des Hohlraumes verfüllt.

Seit 2018, mit der Ankündigung der Stilllegung des Kraftwerkes, war klar, dass für den verbleibenden offenen Hohlraum ein neuer Versatzbaustoff gefunden werden musste. Verschiedenste Materialien wurden untersucht, wie etwa Schlacken, Aschen und andere Stäube. Letztlich scheiterte es immer entweder an den Umwelteinwirkungen, d. h. die Eluatwerte waren zu weit entfernt von den Grenzwerten für Bodenaushub-Deponien, oder die Wirtschaftlichkeit war nicht gegeben.

1.1.2 Gips aus der Auffahrung des Semmering-Basistunnels

Sehr naheliegend ist es, das Gips-haltige Material, das bei der Herstellung des Semmering-Basistunnels als Bodenaushubmaterial anfällt, als Versatzbaustoff zu verwenden. Das Verfahren um das Abfallende dieses Materials dauerte zweieinhalb Jahre. Seit März 2021 wird Semmering-Gipsausbruch im Gipsbergbau Preinsfeld als Versatzbaustoff im Sturzversatz eingebracht. Die Stückgröße liegt bei ca. bis 250 mm, einzelne Brocken erreichen jedoch Stückigkeiten von bis zu 500 mm. Das Material wird am Vorplatz abgekippt, darauf folgt eine Probenahme mit nachfolgender Analyse zur Qualitätskontrolle. Wenn das Material den Vorgaben entspricht, wird es mit Hydraulikbagger auf einen Muldenanhänger geladen und ein Traktor fährt mit dem Anhänger untertage. Der Muldenanhänger wird über eine Schiebewand entladen, weil das Aufkippen bei ca. 4 m Firsthöhe nicht möglich ist. Vor-Ort untertage schiebt ein Radlader den Versatz soweit als möglich an die Firste an. Für die nachfolgende Verfüllung des Firstspaltes werden Leitungen für den Pumpversatz eingebaut. Mittlerweile sind auf diese Weise über 140.000 t verfüllt worden.
Die Firstspaltverfüllung soll zukünftig wiederum mit einem pumpfähigen Versatzmaterial geschehen.

2 MINERALWOLLEABFALL ALS VERSATZMATERIAL

Mineralwolleabfall bereitet aufgrund ungünstiger deponietechnischer Eigenschaften, wie der niedrigen Rohdichte, des geringen Elastizitätsmoduls und des großen Volumens, Probleme bei der Ablagerung im Kompartiment beispielsweise einer Baurestmassendeponie (Sattler et al. 2019, 2020). Als eine Verwertungsmöglichkeit wird daher im Projekt RecyMin an der stofflichen Verwertung von Mineralwolleabfall im Bergversatz geforscht, da in Österreich bisher noch keine Verfüllung von einsturzgefährdeten untertägigen Grubengebäuden mit mineralwollehaltigen Versatzprodukten erfolgt (Vollprecht et al. 2019, Sattler et al. 2021). Eine Versatzrezeptur mit Mineralwolleabfällen stellt eine sinnvolle Alternative zur Deponierung dar, da die Mineralwolleabfälle somit einer „Verwertung“/„sonstigen Verwertung“ zugeführt werden. Abfallwirtschaftlich betrachtet ist die „Sonstige Verwertung“ im Sinne der fünfstufigen Abfallhierarchie einer Deponierung vorzuziehen (BAWP 2017). Zudem wird voraussichtlich ab dem Jahr 2027 ein Deponierungsverbot für gefährliche Mineralfaserabfälle eingeführt, wie in der Novelle der Deponieverordnung (DepVO 2021) angekündigt wurde.
In Deutschland besteht ein patentiertes Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen, hierbei können Dämmmaterialabfälle in eine anorganisch-mineralische Matrix eingebunden und im Stapelversatz oder mittels Pumpversatz als Dickstoff in ein Bergwerk eingebracht werden (Gröper & Lack 2016).
Im Projekt RecyMin wird jedoch an einer geeigneten Versatzrezeptur geforscht, die einerseits an die speziellen Vorgaben des Versatzbergwerks Preinsfeld angepasst ist, andererseits sollen Se-

kundärrohstoffe und Rohstoffe eingesetzt werden, die in Prozessen von Projektpartnern entstehen. Somit kann durch die Verwertung im Versatzprodukt eine optimale Kreislaufführung entstehen.
Es ist davon auszugehen, dass der Einsatz des Mineralwolleabfalls zu einer Verbesserung der Eigenschaften des Versatzmaterials führt und somit ein Nutzen bei der Verwendung im einsturzgefährdeten Grubengebäude besteht. Cheng et al. (2011) stellten fest, dass bei zementbasierten Verbundwerkstoffen, bei denen bis zu 10 Gew.-% der natürlichen Gesteinskörnung durch Steinwolleabfälle ersetzt wurden, die Druckfestigkeit, Spaltzugfestigkeit, Zugfestigkeit, Abriebfestigkeit, Absorption, Widerstand und die potenzielle Alkalireaktivität von zementbasierten Verbundwerkstoffen erhöht werden konnten.

3 MATERIAL & METHODEN

Um eine geeignete Rezeptur für das Bergwerk in Preinsfeld zu entwickeln, wurden unterschiedliche Reststoffe auf ihre Eignung untersucht. Hierfür wurde in den Rezepturen Mineralwolleabfall, Feinanteil, Rücklaufsuspension, Papierreststoff-Verbrennungsasche, Bypassstaub und Wasser zu unterschiedlichen Anteilen vermengt (Tab. 1).

Tab. 1: Untersuchte Reststoffe sowie deren Herkunft

Reststoff	**Herkunft**
Mineralwolleabfall	Gebäuderückbau
Feinanteil	Baurestmassen Recycling
Rücklaufsuspension	Tiefbau
Papierreststoff-Verbrennungsasche	Papierindustrie
Bypassstaub	Zementindustrie

3.1 Laborversuche Druckfestigkeit

Um die gebirgsstabilisierenden Eigenschaften des Versatzprodukts nachzuweisen, wurden aus den einzelnen Reststoffen unter der Zugabe von Wasser variierende Rezepturen erzeugt und auf ihre einaxiale Druckfestigkeit (UCS) getestet. Die Gemische wurden, nachdem sie zum Erhärten in Polokalrohre mit einem Durchmesser von 50 mm gefüllt wurden, beidseitig an den Ober- und Unterkanten des entstandenen Zylinders planparallel angeschliffen. Danach wurden die Probekörper in einer servo-hydraulischen Gesteinsprüfpresse vom Typ MTS 815 bis zum Versagen des Materials belastet (Abb. 2). Die maximal gemessene Kraft wurde auf die Querschnittsfläche des Probenkörpers bezogen und als Spannung bzw. einaxiale Druckfestigkeit (MPa) ermittelt.

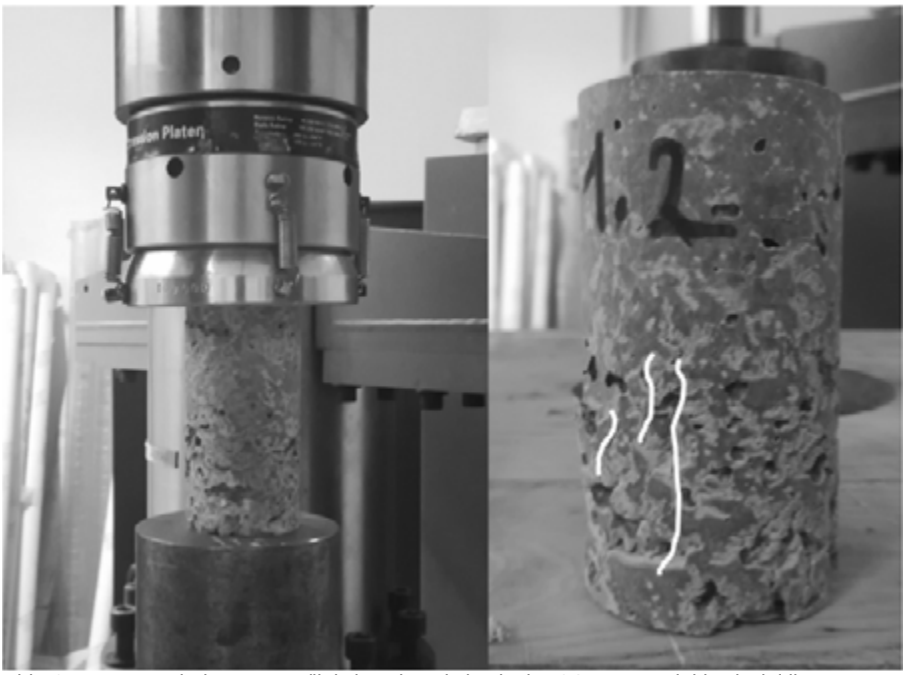


Abb. 2: Versatzprobekörper vor (links) und nach (rechts) UCS-Testung inkl. Rissinitiierung

3.2 Laborversuche Eluatanalysen

Da beim Versatz mit bergfremdem Material keinesfalls der Eintrag von Schadstoffen erfolgen darf, ist es vorgesehen, die Eluate der im Projekt erzeugten Versatzprodukte zu analysieren. Bei der Eluatanalyse werden die löslichen Stoffe des Feststoffs mit Reinstwasser ausgewaschen, das erzeugte Eluat wird darauffolgend analysiert. Die Ergebnisse der Eluatanalytik zu den erzeugten Versatzprodukten liegen aktuell noch nicht vor, diese werden jedoch bei der Tagung im November präsentiert.

4 ERGEBNISSE & DISKUSSION

Die Ergebnisse der UCS-Analysen zeigen deutlich, dass je nach Versatzrezeptur nach 28 Tagen einaxiale Druckfestigkeiten von bis zu 3,2 MPa erreicht werden können. Während Rezepturen unter Zugabe von Feinanteil aus dem Baurestmassenrecycling keine feststellbare Erhöhung der UCS aufweisen, kann gezeigt werden, dass Rezepturen, bestehend aus Mineralwolleabfall, Rücklaufsuspension, Papierreststoff-Verbrennungsasche, Bypassstaub und Wasser die geforderte einaxiale Druckfestigkeit von 2 MPa übersteigen.
Die Eluate des Versatzprodukts müssen, um alle umweltrelevanten Faktoren den Bergbau in Preinsfeld betreffend einzuhalten, innerhalb der Grenzwerte einer Bodenaushubdeponie liegen, wobei jedoch die geogenen Verhältnisse der Gipslagerstätte berücksichtigt werden. Sofern dies gegeben ist, ist aus abfalltechnischer Sicht der Versatz mit einer getesteten Rezeptur möglich. Aus bergbau- und aus bautechnischer Sicht erfüllt Mineralwolleabfall die Anforderungen an ein Versatzbaustoffprodukt.

5 SCHLUSSFOLGERUNG & ZUSAMMENFASSUNG

Der stillgelegte Gipsbergbau Preinsfeld wird aufgrund einer latenten Verbruchgefahr für das gesamte Grubengebäude durch den Einsatz von Versatzprodukten stabilisiert. Von einem ursprünglichen Hohlraumvolumen von etwa einer halben Million Kubikmeter wurden bereits ca. 80 % verfüllt. Neben dem bereits erfolgten Einsatz von Realit und dem aktuell verwendeten gipshaltigen Tunnelausbruchmaterial des Semmering-Basistunnels, stellt der Einsatz eines Versatzproduktes mit Mineralwolleabfall eine Möglichkeit dar.

Untersuchungen hinsichtlich der einaxialen Druckfestigkeit haben ergeben, dass im Labor getestete Rezepturen eine ausreichende stabilisierende Funktion für das verbruchgefährdete Gebirge aufweisen. Neben der UCS sind jedoch die Ergebnisse der Eluatanalytik von Bedeutung.

Das Versatzprodukt besteht verfahrenstechnisch betrachtet aus den Sekundärrohstoffen Mineralwolleabfall, Papierreststoff-Verbrennungsasche und Rücklaufsuspension, wobei durch den Einsatz des Versatzmaterials technisch betrachtet ein sinnvoller Zweck durch die Stabilisierung der einsturzgefährdeten Hohlräume gegeben ist. Voraussetzung ist das Erreichen eines Abfallendes des Mineralwolleabfalls, dann kann nach bescheidlicher Feststellung auch abfallrechtlich von einem Produkt gesprochen werden (Sattler et al. 2021).

LITERATUR

BAWP (Bundesabfallwirtschaftsplan) (2017) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017, Teil 1*, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien Dezember 2017, 2017.

DepVO (Deponieverordnung) (2021) *Deponieverordnung 2008 – DVO 2008, Änderung der Deponieverordnung 2008,* Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

Cheng, A., Lin, W.-T., Huang, R. (2011) *Application of rock wool waste in cement-based composites*. Materials & Design 32, 636–642.

Gröper, J., Lack, D. (2016) *Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen*, Recy & DepoTech 2016, Leoben.

Sattler, T., Galler, R., Vollprecht, D. (2019) *Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin*, Berg- und Hüttenmännische Monatshefte 164 , 552–556.

Sattler, T., Pomberger, R., Schimek, J., Vollprecht, D. (2020) *Mineral wool waste in Austria, asscociated health aspects and recycling options*, Detritus, Multidisciplinary Journal for Waste Resources & residues, 9 (2020), 174–180.

Sattler, T., Galler, R., Vollprecht, D. (2021) *Sekundärrohstoffbasierte Versatzprodukte im Bergbau – Mineralwolleabfälle für den ressourcenschonenden Versatz*. Berg- und Huettenmaennische Monatshefte 166, 618–622. https://doi.org/10.1007/s00501-021-01177-0.

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, Neuruppin: Thomé Kozmiensky, 481–492.

Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie

K. Doschek-Held[1], C. Mimra[1], T. Sattler[2] & F.R. Steindl[3,4]
[1)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich
[2)] Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich
[3)] Technische Universität Graz, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie, Graz, Österreich
[4)] Technische Universität Graz, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Durch den Einsatz von künstlichen Mineralfasern (KMF) als Dämmstoff im Bausektor fallen diese bei Rückbaumaßnahmen als Abfälle an. Die Deponierung, als vorrangiger Weg der Entsorgung in Österreich, gestaltet sich aufgrund der niedrigen Rohdichte und geringen Formbeständigkeit des Materials als herausfordernd. Das Projekt „RecyMin“ beschäftigt sich daher mit dem Recycling von KMF und verfolgt dabei die verschiedensten Lösungsansätze, von der innovativen Deponierung bis zum Einsatz in der Zementindustrie (Sattler et al. 2020). Aufgrund der geänderten rechtlichen Rahmenbedingungen durch das bevorstehende Deponierungsverbot bei Verfügbarkeit eines geeigneten Recyclingverfahrens, wurden die stofflichen Verwertungsmöglichkeiten in den Fokus gerückt. Am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik (TPT) an der Montanuniversität Leoben (MUL) wird daher an der Entwicklung von geeigneten Recyclingwegen im Bereich der Rückführung in die Mineralwolleindustrie und der stofflichen Verwertung in anderen Industrien geforscht. Dabei hat die Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie höchste Priorität. Durch eine geeignete thermische Behandlung unter Zugabe von Korrekturstoffen soll eine alternative Bindemittelkomponente verfügbar gemacht werden. Im Rahmen von ersten Vorversuchen im Labormaßstab konnte die Materialeignung bei entsprechender Konditionierung nachgewiesen werden.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

In Gebäuden kommen künstliche Mineralfasern (KMF) als Dämmstoff zum Einsatz. Eine Unterscheidung der Mineralwolle in Stein- und Glaswolle erfolgt allgemein nach rohstofflicher bzw. chemischer Zusammensetzung. Dabei wird Steinwolle (SW) aus den Primärrohstoffen Diabas, Basalt und Dolomit hergestellt. Im Gegensatz dazu wird Glaswolle (GW) aus bis zu 80 % Altglas sowie den Primärrohstoffen Quarzsand, Soda und Dolomit produziert. Dazu werden die verschiedenen Einsatzmischungen bei 1300 bis 1600 °C geschmolzen. Als Energieträger wird vorwiegend Koks für Steinwolle und Erdgas für Glaswolle eingesetzt. Beim Zerfaserungsprozess kommen Binde- und Schmelzmittel aus Kunstharzen und Ölen zum Einsatz. Diese dienen der Faserbindung und zur Ausbildung von hydrophoben Eigenschaften. Steinwolle benötigt dabei anteilsmäßig eine geringere Menge als Glaswolle (Müller 2019).
Die gesetzlichen Rahmenbedingungen beim Gebäuderückbau durch die Recycling-Baustoffverordnung (RBV 2015) haben dazu geführt, dass gefährliche Mineralwolleabfälle als Störstoffe getrennt gesammelt werden müssen. Weiters werden sie u.a. entsprechend ihrer biologischen Halbwertszeit in „alte“ und „neue“ Mineralwolleabfälle unterschieden. Aufgrund der Schwierigkeit der Unterscheidung wurden sämtliche Mineralwolleabfälle in der Regel unter der Schlüsselnummer SN 31437 „Asbestabfälle, Asbeststäube“ entsorgt. Daher kann die aktuelle Abfallmenge aus Sanierung und Rückbau nur abgeschätzt werden und erst durch die Änderung der Abfallverzeichnisverordnung, mit der Schaffung eigener Schlüsselnummern für Mineralwolle, im Detail erhoben werden. Aktuell wird von einem Mineralwolleabfallaufkommen in Österreich von 30.000 bis 40.000 t/a bei einem angenommenen Verteilungsschlüssel von 75 % Stein- und 25 % Glaswolle ausgegangen. Aufgrund von steigenden Gebäudeanforderungen nimmt die Produktionsmenge an Mineralfasern stetig zu und bildet, gemessen am Volumen, das am häufigsten eingesetzte Dämmmaterial in Europa (Müller 2019).

Für die von der Europäischen Union (EU) beabsichtigte Erreichung der Klimaneutralität bis 2050 ist die effiziente Nutzung und das Recycling von Nebenprodukten und Abfällen ein wichtiger Faktor. Dafür ist es notwendig die Deponierung von Reststoffen durch die Schließung von Stoffkreisläufen zu vermeiden. Das Kreislaufwirtschaftspaket der EU sieht aus diesem Grund vor, die Deponierung von bestimmten Abfallströmen bis 2030 zu unterbinden. In Folge soll es in Österreich ab dem Jahr 2027 ein Deponierungsverbot für künstliche Mineralfasern geben (Republik Östereich 2021). Die prognostizierten steigenden Abfallmengen unterstreichen dabei die Notwendigkeit eines gesicherten Entsorgungskonzepts zur stofflichen Verwertung, da es bei der Deponierung nach dem Stand der Technik zu Problemen aufgrund der geringen Formbeständigkeit des Abfalls kommt (Sattler et al. 2020). In Bezug auf die rechtlichen Rahmenbedingungen, wurden die Änderungen der letzten Jahre übersichtmäßig als Ablaufdiagramm in Abb. 1 zusammengefasst.

Abb. 1: Ablaufdiagramm der rechtlichen Änderungen in Bezug auf die Entsorgung von künstlichen Mineralfasern (KMF) von 2016 – 2021 (Mimra 2021)

Den politischen und gesellschaftlichen Forderungen entsprechend wird am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik an der Entwicklung von KMF-Recyclingmöglichkeiten in den folgenden zwei Bereichen gearbeitet (Doschek-Held & Raupenstrauch 2020):

- Rückführung von KMFs in die Mineralwolleindustrie;
- Stoffliche Verwertung in anderen Industrien (Baustoffindustrie).

Im Rahmen dieses Beitrages wird die stoffliche Verwertung als Sekundärzumahlstoff (SRS) in der Zementindustrie betrachtet. Dazu muss im ersten Schritt eine geeignete Probenmenge zur Eignungsuntersuchung im Labormaßstab bereitgestellt werden. Dies erfolgt im ersten Schritt durch die Brikettierung der zu untersuchenden Steinwolle. Anschließend folgt die Konditionierung, thermische Behandlung und Abkühlung. Dadurch kann eine Metall- (ME) und Mineralfraktion (MI) nach abschließender Magnetscheidung zur Analyse gewonnen werden. Die Charakterisierung der Metallfraktion zur Wertmetallrückführung wurde aufgrund der geringen Probenmengen nicht bestimmt und soll in weiteren Untersuchungen evaluiert werden.

1.1 Fragestellung

Durch eventuelle Verunreinigungen der Mineralwolleabfälle beim Rückbau ist eine direkte Rückführung von KMFs in die Mineralwolleindustrie aktuell limitiert, bzw. nur für sortenreine Abfälle beschränkt möglich. Durch eine gezielte thermische Behandlung bei gleichzeitiger chemischer Modifikation, mittels Sekundärmaterialien als Korrekturstoffe, sollen Mineralwolleabfälle in der gegenständlichen Untersuchung zu einer alternativen Bindemittelkomponente, vergleichbar mit konventionellem Hüttensand (HÜS) als Sekundärzumahlstoff (SRS), verarbeitet werden. Die Herstellung eines solchen latent hydraulischen Zusatz- oder Zumahlstoffes für Portlandzemente ist durch die angestrebte Dekarbonisierung der Eisen- und Stahlindustrie und den einhergehenden Entfall von Hüttensand erstrebenswert (International Energy Agency 2021). Zur Erreichung der gesteckten Ziele wird die Steinwolle brikettiert, mit Korrekturstoffen vermischt, geschmolzen, abgekühlt und aufbereitet. Die chemisch-mineralogischen Analysen und Untersuchungen zur Bindemitteleignung der Mineralfraktion werden durch die Institute für Materialprüfung und Baustofftechnologie (IMBT) bzw. für Angewandte Geowissenschaften an der TU Graz (TUG) erbracht (Steindl et al. 2022).

2 MATERIAL UND METHODE

In Folge werden die eingesetzten Untersuchungsmaterialien und die praktische Versuchsdurchführung beschrieben.

2.1 Material

Die chemische Zusammensetzung der eingesetzten Untersuchungsmaterialien und der entstehenden Mineralfraktion wurde mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) im Rahmen des Projektes „UpcycSlag-Binder – Upcycling von Hüttenreststoffen zu neuen, nachhaltigen Bindemitteln in der Baustoffkreislaufwirtschaft“ an der Technischen Universität Graz (TUG) untersucht (Steindl et al. 2022). Als Referenzmaterial für Steinwolle wurde Primärmaterial der Firma Rockwool mit der Handelsbezeichnung „Sonorock 35“ verwendet. In Tab. 1 wird die entsprechende chemische Zusammensetzung mit den Mittelwerten für Steinwolleabfall aus der Produktion und Abbruch (Yliniemi 2020) sowie den Mittelwerten für Hüttensand (Ehrenberg 1997) dargestellt.

Tab. 1: Hauptoxidzusammensetzung – Primärmaterial – „Sonorock 35; Abfall – Produktion und Abbruch; konventioneller Hüttensand

Parameter	Einheit	Steinwolle Primärmaterial „Sonorock 35“	Steinwolle Abfall Produktion[1]	Steinwolle Abfall Abbruch[1]	Hüttensand Mittelwert[2]
SiO_2	%	41,1	41,6	40,6	35,56
Al_2O_3	%	15,9	17,4	16,6	11,78
CaO	%	15,6	19,3	18,3	40,15
MgO	%	9,8	8,6	9,8	7,99
Fe_2O_3	%	8,2	8,2	7,0	0,63[3]
Na_2O	%	1,7	1,8	2,2	0,49
TiO_2	%	1,3	1,1	2,0	0,67
K_2O	%	1,3	0,6	0,8	0,68
MnO	%	0,5	-	-	0,51

[1)] (Yliniemi, 2020); [2)] (Ehrenberg, 1997), [3)] als FeO

Im Vergleich zu Hüttensand zeigt sich, dass Steinwolle calciumärmer ist und einen erhöhten Metallanteil aufweist. Daher wurden zur chemischen Modifikation des Calciumgehaltes Eierschalenpulver (ES) mit 50,7 % CaO und Calciumcarbonat als Reinstoff (CCR) mit > 98,5 % $CaCO_3$ herangezogen. Als Reaktant für die angestrebte carbothermische Reduktion der Metalloxide wurde das Aufkohlungsmittel „Carbolux G“ der Firma CS-Additives verwendet.

2.2 Methode

Im Zuge der praktischen Durchführung soll das Untersuchungsmaterial durch gezielte thermische Behandlungs-, Abkühlungs- und Aufbereitungsschritte für die Zementindustrie nutzbar gemacht werden. In Vorbereitung auf die Behandlungsschritte im Labormaßstab wird das Primärmaterial „Sonorock 35“ zur Volumenreduktion brikettiert. Die chemische Zusammensetzung wird basierend auf den Anforderungen aus der Bindemittelindustrie durch die Zugabe von Korrekturstoffen und Reaktanten eingestellt. Beim anschließenden Schmelzen der Mischung bei 1600 °C erfolgt die carbothermische Reduktion des Metallanteils, überwiegend als Eisen. Aufgrund der Dichtetrennung während der Haltezeit im Ofen kommt es zur Ausbildung einer Metall- und Mineralfraktion. Anschließend erfolgt die Abkühlung der schmelzflüssigen Mischung mittels Nassgranulation. Die rasche Abkühlung ermöglicht eine glasige Erstarrung der Mineralfraktion, welche für die latent hydraulische Aktivierung maßgeblich ist. Die abschließende Probenaufbereitung dient zur Bereitstellung des Analysenmaterials für die chemisch/mineralogischen und materialtechnischen Untersuchungen, welche an der TUG durchgeführt werden.

3 DURCHFÜHRUNG

Folgend werden die Einzelschritte der Versuchsdurchführung anhand des Ablaufdiagramms in Abb. 2 näher erläutert.

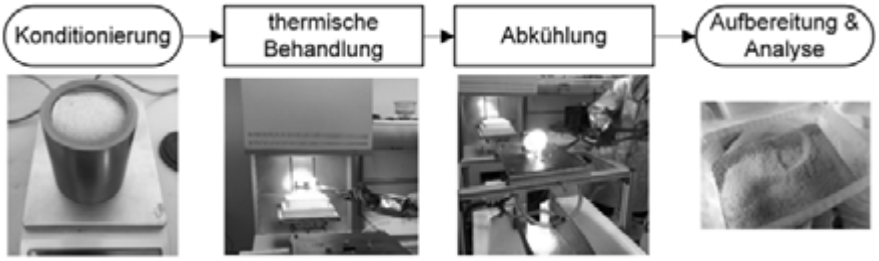


Abb. 2: Ablaufdiagramm der Versuchsdurchführung nach Mimra (2021)

Konditionierung
Für die geplanten Materialuntersuchungen wurde eine Mindestmenge von circa 900 g pro Versuch benötigt. Aufgrund der geringen Dichte und Kompressibilität der Steinwolle war eine Volumenreduktion durch Brikettierung des Ausgangsmaterials notwendig. Basierend auf dem Umstand, dass Steinwolle calciumärmer als Hüttensand ist, war anschließend eine definierte Zugabe von Korrekturstoffen notwendig, um die Reglementierung der chemischen Zusammensatzung von Sekundärzumahlstoffen in der Zementindustrie einzuhalten. Dazu wurde ein Mischungsrechner (MR) verwendet, welcher die Oxidgehalte und Basizitäten innerhalb festgelegter Grenzen anhand der Analysen der Untersuchungsmaterialien berechnet (Eisner in.Bearbeitung). In Tab. 2 sind die entsprechenden Untersuchungsmischungen und die zugehörige chemische Zusammensetzung der Mineralfraktion (MI) laut Mischungsrechner dargestellt.

Tab. 2: Übersicht der gegenständlichen Untersuchungsmischungen und chemischen Zusammensetzung der Mischungen (M 1 bis M 3) nach der Behandlung laut Mischungsrechner (Mimra 2021)

Parameter	Einheit	Min	Max	M 1 & M 2	M 3
Anteil Steinwolle	%	1	100	76	67
Anteil Calciumträger	%	0	100	24[1]	33[2]
SiO_2	%	31	39	38	35
Al_2O_3	%	7	18	15	13
CaO	fo %	32	46	33	38
MgO	%	2	17	10	9
$CaO+MgO+SiO_2$	%	66	100	81	82
$(CaO+MgO)/SiO_2$	-	1,03	1,57	1,13	1,33

[1)] Eierschalenpulver; [2)] Calciumcarbonat Reinstoff

Bei der Mischungsberechnung wurde ein Calciumoxidminimum angestrebt, um die Menge an Korrekturstoffen gering zu halten.

Thermische Behandlung und Abkühlung
Zur thermischen Behandlung wurde die Probenmischung in einen Graphittiegel gefüllt und mittels Widerstandsofen mit Argonspülung bei 1600 °C und einer Haltezeit von 1,5 h geschmolzen. Die darauffolgende Abkühlung der schmelzflüssigen Probe erfolgte mittels Nassgranulation und einer Wassermenge von circa 120 L pro Minute (Mimra 2021).

Aufbereitung und Analyse
Zum Eignungsnachweis als Sekundärzumahlstoff erfolgte eine entsprechende Probenaufbereitung. Dazu wurde das Material nach der Nassgranulation getrocknet, gebrochen und eine Trennung der Mineral- und Metallfraktion mittels Magnetscheidung vollzogen. Die Mineralfraktion wurde anschließend zur weiteren Analyse an die TUG übergeben (Steindl et al. 2022).

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Basierend auf den Ergebnissen der chemisch/mineralogischen und materialtechnischen Untersuchung, welche in Tab. 3 für die Mineralfraktion MI 1 bis MI 3 zusammengefasst ist, konnte in erster Näherung die Möglichkeit der Bereitstellung einer Bindemittelkomponente aus Steinwolle bestätigt werden.

Tab. 3: Ergebnisse der chemisch/mineralogischen und materialtechnischen Untersuchung (Steindl et al. 2022)

Parameter	Einheit	Kriterium	MI 1	MI 2	MI 3
gemäß ÖN B3309					
$CaO+MgO+SiO_2$	%	> 67,0	77,4	76,1	79,01
$(CaO+MgO)/SiO_2$	-	> 1,0	1,03	1,02	1,15
Glasgehalt	%	> 67,0	> 99,0	> 99,0	> 99,0
Aktivitätsindex nach 28 Tagen[1)]	-	0,9	0,85	0,88	0,97
gemäß Literaturrecherche (Steindl et al. 2022)					
R^3 - gebundenes Wasser	g/100 g Leim	> 6	5,98	6,06	6,12
R^3 - kumulative Wärme	J/g Mineral-fraktion	> 250	331,3	336,4	377,9
SiO_2	%	31 – 39	38,1	37,69	36,7
Al_2O_3	%	7 – 18	19,4	20,1	17,3
CaO	%	32 – 46	30,6	30,1	34,2
MgO	%	2 – 17	8,7	8,3	8,1
FeO	%	möglichst niedrig	0,15	0,13	0,36
TiO_2	%		0,75	0,94	1,29
MnO	%		0,29	0,35	0,37

[1)] Wasser/Bindemittel (W/B) bei 25/75

Die Analyseergebnisse zeigen jedoch, dass bei den Versuchen MI 1 und MI 2 mit Eierschalenpulver als Korrekturstoff die Zielwerte eine höhere Abweichung aufweisen als jene mit Calciumcarbonat als Reinstoff. Dies lässt sich auf die Inhomogenität des Eierschalenpulvers und den variablen Anteil an organischen Verunreinigungen zurückführen. Der Mindergehalt an Calciumoxid beeinflusst auch die Reaktivität und die damit einhergehende Performance. Durch die Miteinbeziehung eines festzulegenden Calciumoxid-Mindestgehalts über dem Grenzwert und den Einsatz von alternativen Korrekturstoffen kann von einer gewünschten hydraulischen Aktivierung des Materials unter den aktuellen Bedingungen ausgegangen werden. In der folgenden Abb. 3 sind die Einsatzmaterialien (Primärmaterial und Korrekturstoff) und die hergestellte Mineralfraktion mit den angenommenen Bindemittelgrenzwerten als Arbeitsbereich für zukünftige Versuche anhand eines Dreistoffdiagramm dargestellt.

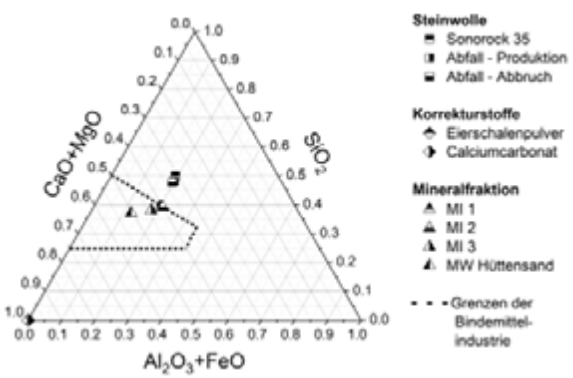


Abb. 3: Dreistoffdiagramm SiO_2, CaO+MgO, $Al_2O_3+Fe_2O_3$ mit Steinwollen, Korrekturstoffen und Mineralfraktionen

5 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Die Analyseergebnisse zeigen, dass eine stoffliche Verwertung der Steinwolle als Zusatz- oder Zumahlstoff potenziell möglich ist. In Bezug auf das bevorstehende Deponierungsverbot wird dieser Ansatz in Folgeversuchen und Projekten weiterverfolgt. Ein besonderes Augenmerk wird dabei auf die Optimierung des Schmelzprozesses in Form eines induktiv beheizten Durchlaufofens (Grass et al. 2021) und der anschließenden Rotationszerstäubung mit Wärmerückgewinnung

gelegt. Potenzielle alternative Korrekturstoffquellen sind zum Beispiel Flugaschen aus der Wirbelschichtverbrennung in der Papierindustrie, welche im Rahmen von Laborversuchen herangezogen werden. Durch die Weiterverfolgung der Ansätze sollen zukünftige Mineralwolleabfälle unbekannter Herkunft einer stofflichen Verwertung im Sinne der Kreislaufwirtschaft in der Baustoffindustrie verfügbar gemacht werden. Dies setzt die Bereitstellung einer technischen und wirtschaftlichen Recyclingmöglichkeit voraus und kennzeichnet den aktuellen Forschungsbedarf auf diesem Gebiet.
Zusammenfassend können nochmals folgende Vorteile durch die Recyclingbestrebungen von Steinwolleabfällen bzw. Mineralwolleabfällen im Allgemeinen festgehalten werden:

- Abfallvermeidung und Deponievolumenschonung;
- Primärressourcenschonung und CO_2-Emissionseinsparung durch den angestrebten Einsatz.

6 DANKSAGUNG

Der gegenständliche Beitrag wurde im Zuge des Forschungsprojektes „RecyMin“ verfasst. Dieses Projekt wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert und im Rahmen des Programms „Bridge“ durchgeführt. Die Materialuntersuchungen der Mineralfraktion wurden im Zuge des Forschungsprojektes „UpcycSlag-Binder“ verfasst. Dieses Projekt wird aus Mitteln des Zukunftsfonds Steiermark und dem Klimaschutzfonds der Stadt Graz gefördert und im Rahmen des Programms „Green Tech 100 – 1 Earth, 0 Carbon, 0 Waste“ durchgeführt.

LITERATUR

Doschek-Held, K., Raupenstrauch, H. (2020) *Hochtemperaturprozesstechnik. Berg Huettenmaenn Monatsh (BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte)*, 289-296.

Ehrenberg, A. (1997) Überblick über die "Hüttensandkartei" der FEhS. *FEhS - Institut für Baustoff Forschung e.V. - Report*, S. 6-7.

Eisner, P. (in.Bearbeitung) *Eisenhüttenschlacken - Stoffliche Verwertung in der Zementindustrie und Möglichkeiten zur Rückgewinnung thermischer Energie.* Leoben: Bachelorarbeit, Montanuniversität Leoben.

Grass, K., Bartashov, V., Sucker, J. (2021) *Recycling von Mineralwolleabfällen.* Von https://www.ibe.at/wp-content/uploads/2021/03/Recycling-von-Mineralwolle-Abfaellen-1.htm abgerufen 29. 03 2021.

International Energy Agency. (2021) *Energy Technology Perspectives 2020.* Von https://iea.blob.core.windows.net/assets/7f8aed40-89af-4348-be19-c8a67df0b9ea/Energy_Technology_Perspectives_2020_PDF.pdf abgerufen 02 2021.

Mimra, C. (2021) *Recyling von künstlichen Mineralfasern als Sekundärzumahlstoff in der Bindemittelindustrie.* Leoben: Masterarbeit, Montanuniversität Leoben.

Müller, F. (2019) *Mineralwolle - Factsheet.* Desssau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Recycling-Baustoffverordnung (RBV) (2015) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung – RBV).* StF: BGBl. II Nr. 181/2015.

Republik Östereich (2021) *Änderung der Deponieverordnung 2008.* Von Rechtsinformationssystem des Bundes: https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblAuth/BGBLA_2021_II_144/BGBLA_2021_II_144.pdfsig abgerufen 01. 04 2021.

Sattler, T., Pomberger, R., Schimek, J., Vollprecht, D. (2020) *Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options. Detritus - Multidisciplinary Journal of Waste, Ressource & Residues*, S. 174-180.

Steindl, F., Doschek-Held, K., Mittermayr, F., Juhart, J. (2022) Mineralische Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten. *Recy & DepoTech.* Leoben.

Vogdt, F. U., Fischer, D., Schaudienst, F., Schober, M. (2019) *LifeCycle KMF.* Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag.

Yliniemi, J. (2020) *Report about mineral wool waste composition and quality.* Von https://c32a94b3d9.clvaw-cdnwnd.com/9b021985d796c08609b2d697e859e8a8/200000111-e3e6ee3e70/D1.1%20Report%20about%20mineral%20wool%20waste%20composition%20and%20quality%20variability.pdf?ph=c32a94b3d9 abgerufen 25. 02 2020.

Der induktive Inline-Ofen für Recycling und Verwertung mineralischer Abfälle und Reststoffe

V. Bartashov[1], K. Grass[2] & J. Sucker[3]
[1)] IB Engineering GmbH, Geschäftsführer, Wien, Österreich
[2)] IB Anlagentechnik GmbH, Forschung & Entwicklung, Wien, Österreich
[3)] IB Engineering GmbH, Projektmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Bei der der Herstellung von Dämmstoffprodukten aus Mineralwolle entstehen im störungsfreien Betrieb beachtliche 15-25 % Abfälle, bezogen auf die eingesetzten mineralischen Rohstoffe. Mit dem bekannten Stand der Technik kann dieser Anteil nicht weiter reduziert werden. Mit den allseits verwendeten aufwendigen Verfahren der Brikettierung und der Zurückführung von zerkleinerten faserigen Abfällen in den Strom der neu erzeugten Fasern kann nur ein Teil der Produktionsabfälle recycelt werden. Der Rest gelangt auf Deponien. Aufgrund der Anforderungen an die Biolöslichkeit können KMF-Abfälle aus dem Abbruchsektor nicht als Einsatzstoff bei der Herstellung von Mineralwollwolleprodukten verwendet werden und werden ausnahmslos auf Deponien verbracht. Die immer strengeren gesetzlichen Vorschriften sowie die Vielzahl an nationalen und internationalen Förderprogrammen zeugen von der Dringlichkeit der Aufgabe, jegliche Deponierung von KMF-Abfällen zu vermeiden und diese im Sinne einer Kreislaufwirtschaft zu verwerten. Die IB Engineering GmbH hat den induktiv erhitzen Inline-Schmelzofen für mineralische Einsatzstoffe entwickelt, mit dem die abfallfreie Produktion von Mineralwolleprodukten möglich ist. Für die Verwertung von KMF-Abfällen aus dem Abbruchsektor schafft das induktive Schmelzen technologische Voraussetzungen innovative Verwertungsketten ohne Deponierung.

1 REGULIERUNG DER KMF-ABFALLSTRÖME

In der EU sind die Strategien für den Umgang mit Abfällen in den Richtlinien 1999/31/EG und 2008/98/EG festgelegt. Neben der Abfallvermeidung als oberste Priorität soll die Abfallpolitik gewährleisten, daß möglichst wenig Abfälle in Deponien verbracht werden und Wiederverwendung und stoffliches Recycling den Vorzug vor der energetischen Verwertung von Abfällen haben.
In Österreich besteht für den Umgang mit Abfällen aus künstlichen Mineralfasern (KMF) ein umfangreiches Regelwerk, mit dem die Beeinträchtigung von Mensch und Umwelt begrenzt und die Entwicklung ressourcen- und umweltschonender Technologien durchgesetzt werden soll (Schimek & Sattler 2020).
Im Leitfaden des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus „Künstliche Mineralfaserabfälle – KMF-Abfälle“ von 2019 steht: „Derzeit sind für KMF-Abfälle keine geeigneten Verwertungsverfahren in Österreich bekannt“. Mit der Novellierung der Deponieverordnung 2008 durch die Verordnung 144 vom 1.4.2021 wird die Deponierung von KMF-Abfällen ab dem 01.01.2027 verboten. Zum 31.12.2024 wird geprüft, ob ausreichende Verwertungsmöglichkeiten für KMF-Abfälle etabliert sind. Mit diesen Maßnahmen, mit denen Österreich eine Vorreiterrolle einnimmt, sollen die beteiligten Unternehmen verpflichtet werden, in kurzer Zeit wirtschaftlich vorteilhafte Verwertungsketten von KMF-Abfällen aufzubauen.

2 DIE VERWERTUNG VON KMF-ABFÄLLEN – STAND DER TECHNIK

Die KMF-Abfallströme lassen sich aufgrund der Gefährlichkeitseinstufung und des Recyclingpotentials am besten nach ihrer Quelle unterscheiden:

- Produktionsabfälle, die bei der Herstellung von Mineralwolleprodukten entstehen;
- Abfälle, die im Bau- und Abbruchsektor anfallen.

2.1 KMF-Produktionsabfälle

Produktionsabfälle bei der Herstellung von Dämmprodukten aus Mineralwolle werden als nichtgefährlich eingestuft und können deshalb ohne besondere Vorkehrungen beim Hersteller in den Materialfluß der Produktion zurückgeführt werden.
Die Produktionsabfälle setzen sich zusammen aus Schlacke, Schmelzperlen, groben Fasern, nassen Fasern, Randabschnitten, Verschnittresten, fehlerhaftem Material, ungebundenen Fasern und Staub aus der Absaugung. Zu nennen ist auch die kleinstückige Fraktion, welche bei der innerbetrieblichen Aufarbeitung und Förderung der mineralischen Einsatzstoffe entsteht. Im störungsfreien Betrieb entspricht der Anteil der genannten Abfälle beachtlichen 15-25 % der eingesetzten Rohstoffe, welcher mit dem bekannten Stand der Technik nicht weiter reduziert werden kann.
Das am weitesten verbreitete Schmelzaggregat bei der Herstellung von Dämmstoffen aus Mineralwolle ist der mit Koks betriebene Kupolofen. Aufgrund der Betriebsweise kann einem solchem Ofen nur in sehr begrenzten Mengen kleinstückiges und faseriges Material aufgegeben werden.
Die Standardtechnologie der Brikettierung mit Zement ist teuer, führt zu einer erhöhten SO_2-Emission, wirkt sich auf die Qualität des Produktes aus und erfordert eine entsprechende Anpassung der Ofenfahrweise. Da sich noch keine alternativen Schmelzverfahren durchgesetzt haben, wird diese Recyclingtechnologie als die beste verfügbare definiert (Scalet et al. 2013). Dem Bericht eines führenden Herstellers ist zu entnehmen, daß für die Produktion von 300.000 t/a Endprodukt 60.000 t/a Abfall in Form von Briketts in die Kupolöfen zurückführt werden (Krijgsman & Marsidi 2019) Dafür werden 90.000 t/a Zement benötigt. Insgesamt machen die Briketts 42 % des Einsatzmaterials der Kupolöfen aus.
Bei dem von der Paroc Group OY AB im Rahmen des EU-Forschungsprojektes LIFE entwickelten PAROC-WIM-Verfahren werden faserige Produktionsabfälle auf -6 mm zerkleinert und unter Zugabe von Sauerstoff mittels Lanzen in die Schmelzzone des Kupolofens eingeblasen (Johansson 2006). Auf diese Weise können zumindest die an der Zentrifuge entstehenden Abfälle recycelt werden.
Ein weiteres standardmäßiges Verfahren ist das Einblasen von zerkleinerten faserigen Abfällen in den Strom der neu erzeugten Fasern. Diese Verfahrensweise hat ihre Grenzen, weil durch sie die Eigenschaften des Dämmstoffproduktes verschlechtert werden.
Auch wenn gelegentlich über abfallfreie Produktion ohne Deponierung von Produktionsabfällen berichtet wird, lassen die auch für die nächsten Jahre gültigen Absichtserklärungen führender Hersteller von Mineralwolle-Produkten (Owens Corning Sustainability Report 2020) darauf schließen, daß es mit den dem Stand der Technik entsprechenden Schmelzaggregaten noch nicht möglich ist, die gesamte Menge der Produktionsabfälle in technologisch und wirtschaftlich vorteilhafter Weise in den Stoffstrom der Produktion zurückzuführen und sich von jeglicher Deponierung loszusagen.

2.2 KMF-Abfälle aus dem Abbruchsektor

Im Rahmen des Projektes RecyMin hat die Montanuniversität Leoben in Zusammenarbeit mit Industriepartnern die abfallwirtschaftlichen, abfalltechnischen und recyclingtechnischen Zusammenhänge bei der stofflichen Verwertung von Mineralwolleabfällen untersucht (Sattler et al. 2019). Die Verwertungshierarchie der Lösungsansätze stellt sich so dar: Innovative Deponierung, Versatzprodukt für den untertägigen Bergbau, Ersatzrohstoff in der Zementindustrie, Rückführung in die Mineralwolleproduktion.
Aufgrund der Anforderungen an die Biolöslichkeit sind KMF-Abfälle aus dem Abbruchsektor als Einsatzstoff bei der Herstellung von Dämmstoffen nicht geeignet. Das heißt, daß die im Sinne der Kreislaufwirtschaft perfekte Lösung der Rückführung in die Mineralwolleproduktion nicht umsetzbar ist.
Bei Abbruch- und Sanierungsarbeiten gestaltet sich die erforderliche Dokumentation der Nichtgefährlichkeit (Herstellernachweis mit Produktsicherheitsdatenblättern, Rechnungen, Hinweis auf Gütesigel, chemisch-analytischer Nachweis der Nichtgefährlichkeit) als nicht praktikabel. Deshalb werden solche KMF-Abfälle pauschal als gefährlich eingestuft und unter den entsprechenden Schlüsselnummern für gefährliche Abfälle deponiert. Das Deponieren von KMF-Abfällen ist mit

einem hohen Verbrauch an Deponiekapazitäten verbunden und erfordert aufgrund der geringen Dichte (auch nach der Verdichtung in einer Ballenpresse) eine aufwendige Verfahrensweise.
Alle genannten Lösungsansätze erfordern eine Zerkleinerung von als gefährlich eingestuften KMF-Abfällen. Mit der mobilen KMF-Kompakt-Presse mit integrierter Vermahlungsschnecke und zweistufigem Filtersystem (Karlsruher Institut für Technologie, 2015) und der von der Porr AG entwickelten Anlagentechnik (Österreich Patentnr. AT 523587 A1 2020) steht die erforderliche Technik zur Verfügung.
Versetzt man die zerkleinerten Abfälle mit einem hydraulischen Bindemittel, erhält man ein nichtgefährliches Mischgut, dessen Deponierung weniger aufwendig ist (Österreich Patentnr. AT 523587 A1 2020). Alternativ können die Abfälle unter hohem Druck und unter Zugabe eines Bindemittels zu Briketts mit bis zu 10-fach verringerten Volumen geformt werden (Vollprecht et al. 2019).
Solange Technologien für eine anderweitige stoffliche Verwertung nicht verfügbar sind, bietet sich mit dem Bergversatz eine der Deponierung überlegene Verfahrensweise an (Deutschland Patentnr. DE 102015120721 A1 2015).
Mit der angestrebten Umstellung in der Stahlindustrie vom Hochofenprozeß auf Direktreduzierung wird es zu einem Wegfall des Hüttensandes kommen, der in der Zementindustrie bei der Herstellung bestimmter Zementsorten eingesetzt wird. Als Lösungsansatz bietet sich der Einsatz von KMF-Abfällen als Ersatzrohstoff zur Klinkerherstellung an. Sollten dabei sämtliche Auflagen erfüllt werden können, könnte die Erweiterung der Normen in Angriff genommen werden (Sattler et al. 2020)

3 DAS INDUKTIVE SCHMELZEN VON MINERALISCHEN STOFFEN

Bereits in den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts wurde vorgeschlagen, mittels eines Induktionsschmelzofens einen kontinuierlichen Strom von geschmolzenen Gläsern, feuerfesten Materialien, Keramiken oder dergleichen zu erzeugen. Alle wichtigen Merkmale eines solchen Ofens wurden bereits 1978 beschrieben (USA Patentnr. US 4174462 1978). In einem Hohlzylinder aus Feuerfest-Material sind runde, mit Bohrungen, Kanälen und Aussparungen versehene Graphitplatten angeordnet, welche mit mehreren aufeinanderfolgenden Induktionsspulen erhitzt werden. Durch die Anzahl und Anordnung dieser jeweils unterschiedlich gestalteten Platten kann die Wärmeabgabe an die Schmelze in den unterschiedlichen Höhenabschnitten und damit auch die Temperatur der Schmelze entlang des Weges von der oberen Aufgabeöffnung zur unteren Austrittsöffnung gesteuert werden. Außerdem bewirken die Platten eine intensive Durchmischung der Schmelze, die dadurch homogenisiert wird.
Derzeit gibt es praktisch keine industriellen Anwendungen, bei denen elektrisch nichtleitendes Material in einem Inline-Schmelzofen mit Graphitsuszeptor geschmolzen und der kontinuierliche Strom der erzeugten Schmelze einem nachfolgenden Verarbeitungsschritt zugeführt wird. Die größte technische Hürde beim Einsatz des induktiv beheizten Schmelzofens, auch bei der Herstellung von Mineralwolle, ist die Erzeugung eines kontinuierlichen und gleichmäßigen Schmelzstroms, der eine vorgegebene Temperatur und eine homogene Zusammensetzung aufweist.
Durch eine Vielzahl von Tests und Entwicklungsschritte wurde im Laufe der vergangenen Jahre der induktiv erhitzte IBE-Durchlauf-Schmelzofen entwickelt, dessen Aufbau in (Österreich Patentnr. AT 519235 A4 2017) beschrieben ist (Abb. 1).
Wesentliches Merkmal des Schmelzofens ist der in einem keramischen, feuerfesten Tiegel angeordnete Suszeptor aus Graphit, welcher Bereiche bzw. Kammern mit Bohrungen und Kanälen unterschiedlicher Form bzw. Abmessungen aufweist. Die Kammern und Bohrungen geben einen in der Richtung veränderlichen Pfad von der oberen Aufgabeöffnung zur unteren Auslauföffnung vor. Mit diesen konstruktiven Merkmalen ist es möglich, einen stetigen Strom der Schmelze mit konstanter Temperatur zu erzeugen.
Um den Tiegel ist wenigstens eine Induktionsspule angeordnet, welche an einen Umrichter angeschlossen ist. Die Steuerung des Leistungseintrags erfolgt über den Umrichter und über die veränderliche Lage der Induktionsspule.

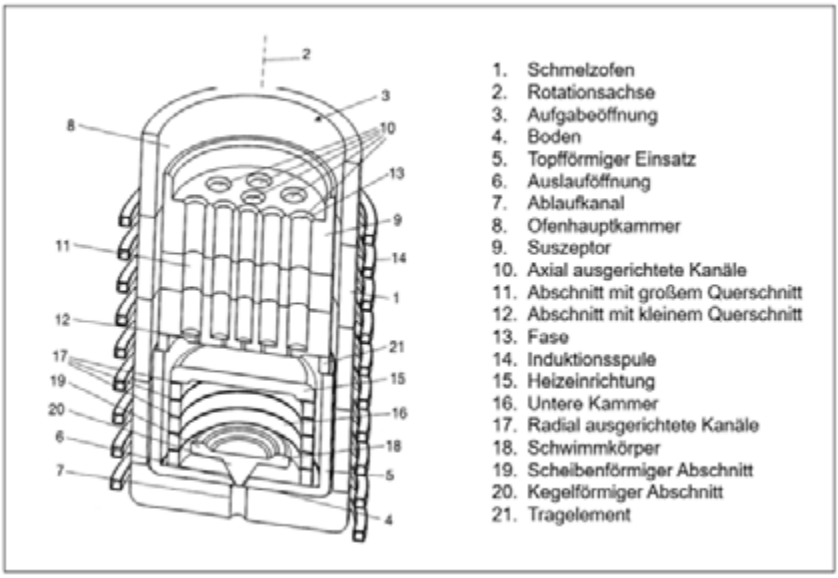


Abb. 1: Konstruktionsprinzip des induktiv erhitzten Inline-Schmelzofens für mineralische Einsatzstoffe

Die Konstruktion des Suszeptors erfordert, daß die Korngröße des Aufgabematerials 12 mm nicht überschreitet.

Da der Suszeptor bei Temperaturen bis zu 2500 °C betrieben werden kann, kann praktisch jedes mineralische Aufgabematerial geschmolzen werden.

Zu den Vorteilen eines induktiv erhitzten Inline-Schmelzofens gehören:
- Ein aufwendiges Abgassystem entfällt.
- Der Einsatz von fossilen Energieträgern entfällt.
- Das Aufgabegut kann aus körnigem und faserigem Material in beliebigen Anteilen bestehen.
- Die austretende Schmelze ist thermisch und chemisch homogen.
- Die Zufuhr der Energie kann exakt dosiert und gesteuert werden.
- Die Wärme wird praktisch ohne Verlust vom Suszeptor an das Schmelzgut übertragen.
- Kein Wärmeverlust durch Wasserkühlung eines Schmelzaggregates mit vielen Tonnen Inhalt. Nur vergleichsweise geringer Wärmeverlust durch Wasserkühlung der Induktionsspule.
- Einfache Bedienung mit wenig Personal und weitgehende Automatisierung des Prozesses.
- Der Austausch des Tiegels und das Anfahren des Ofens benötigen nur etwa 2 Stunden.
- Durch Abschalten des Umrichters wird der Austritt der Schmelze unverzüglich gestoppt.

Der für die Dämmstoffindustrie konzipierte Inline-Schmelzofen hat einen Durchsatz von 3,4 t/h bei einer Anschlußleistung von 3.000 kW. Der Stromverbrauch liegt bei etwa 800 kWh/t. Die Inbetriebnahme einer Schmelzeinheit mit einem solchen Ofen (Abb. 2), welche an einen Kunden in Usbekistan für die Herstellung von 25.000 t/a Mineralwolle geliefert worden ist, soll in der zweiten Jahreshälfte 2022 abgeschlossen sein.

Abb. 2: Schmelzeinheit mit induktiv erhitzten IBE-Inline-Schmelzofen

In einer Testeinrichtung mit einem 150-kW-Umrichter können wir Ofenkonstruktionen und Suszeptoren für verschiedene Anwendungsfälle testen und anpassen.

4 ABFALLFREIE PRODUKTION VON DÄMMSTOFFEN AUS MINERALWOLLE DURCH RECYCLING IM INDUKTIVEN INLINE-SCHMELZOFEN

Mit der durch die Konstruktion des Graphit-Suszeptors bedingten Anforderung an eine Korngröße des Aufgabematerials unter 12 mm erfüllt der induktiv erhitze Inline-Schmelzofen in bester Weise die Voraussetzungen für eine abfallfreie Produktion. Ausnahmslos alle mineralischen faserigen und körnigen Abfälle können in den Schmelzofen zurückgeführt werden, gegebenfalls nach einem einfachen Zerkleinerungsschritt mit der bekannten Aufbereitungstechnik.
Im Falle eines Greenfield-Projektes, bei dem die Schmelze ausschließlich im induktiv erhitzen Inline-Schmelzofen erzeugt wird, liegt der Planung ein geschlossener Stoffkreislauf für die KMF-Abfälle zugrunde, wie z.B. der in Abb. 3 dargestellte. Der Säge- und Bürstenstaub sowie zerkleinerte Randabfälle werden im Filter 1 gesammelt. Mitgerissene Fasern aus der Fasersammeleinheit werden im Filter 2 aufgefangen. Das mit den beiden Filtern 1 und 2 gesammelte Material gelangt in Filter 3 und wird von dort über eine Förderschnecke in den Schmelzofen zurückgeführt. Die an der Zerfaserungseinheit entstehenden Schmelzperlen können dem Filter 3 zugeführt oder separat gesammelt und den Primärrohstoffen zugesetzt werden. Zum Zwecke der Einsparung von Energie können der Staub und die zerkleinerten Randabschnitte unter Umgehung des Schmelzvorganges in bekannter Weise dem Strom der neu erzeugten Fasern beigemischt werden.

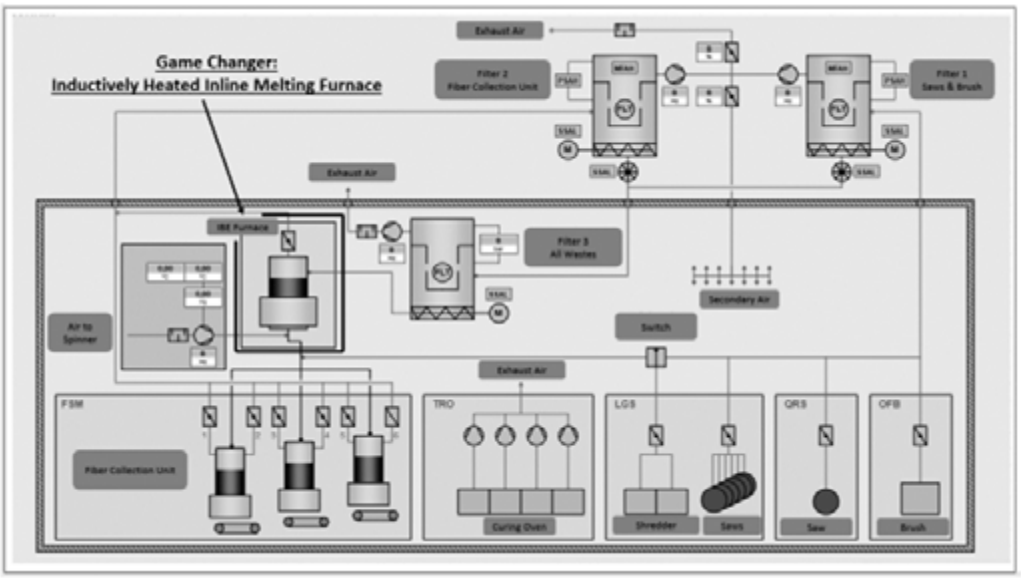


Abb. 3: Stoffkreislauf einer abfallfreien Produktion mit dem IBE-Inline-Schmelzofen

Fügt man einer bestehenden Produktionsline mit Kupolofen einen Produktionsbereich mit einem induktiv erhitzen Inline-Schmelzofen hinzu, wie in Abb. 4 dargestellt, können alle Produktionsabfälle in technologisch und wirtschaftlich vorteilhafter Weise recycelt werden.

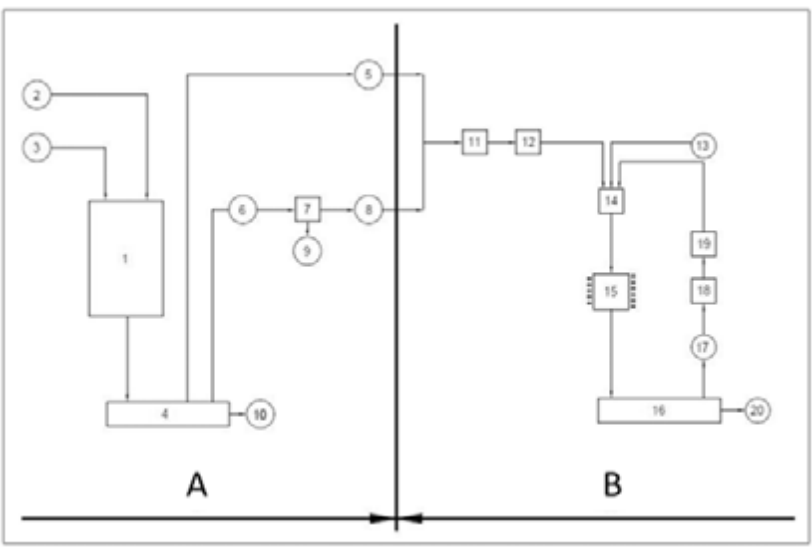


Abb. 4: Stoffkreislauf einer abfallfreien Produktion mit dem IBE-Inline-Schmelzofen

Es bedeuten: A - Bestehender Produktionsbereich mit Kupolofen, B - Zusätzlicher Produktionsbereich mit induktiv beheiztem Inline-Schmelzofen, 1 - Kupolofen, 2 - Mineralische Eisatzstoffe, 3 - Koks, 4 - Bestehende Produktionsline für Mineralwolleprodukte, 5 - Feste Abfälle, 6 - Nasse Abfälle, 7 - Entwässerungseinheit, 8 - Entwässerte Abfälle, 9 - Abwasser, 10 - Mineralwolleprodukt, 11 - Zerkleinerung auf -12 mm, 12 - Mischsilo, 13 - Mineralische Einsatzstoffe mit Korngröße -12 mm, 14 - Mischsilo, 15 - Induktiv beheizter Inline-Schmelzofen, 16 - Produktionslinie für Mineralwolleprodukte, 17 - Produktionsabfälle, 18 - Zerkleinerung auf -12 mm, 19 - Mischsilo, 20 -

Mineralwolleprodukt. Die mit 5, 8 und 17 bezeichneten Positionen umfassen alle KMF-Produktionsabfälle, sowohl die körnigen als auch die faserigen.

Zu den Vorteilen des dargestellten Verfahrens gehören:

- Der gesamte Umfang der KMF-Abfälle kann ohne großen technischen Aufwand und ohne Beeinträchtigung der Produktqualität recycelt werden.
- Die kleinkörnige Fraktion, welche beim innerbetrieblichen Umschlag und Transport der mineralischen Einsatzstoffe entsteht, kann recycelt werden.
- Durch zusätzliche Aufgabe von mineralischen Einsatzstoffen in den induktiv erhitzen Schmelzofen ist der Produktionsbereich (B) unabhängig von der anfallenden Abfallmenge.
- Im zusätzlichen Produktionsbereich (B) kann mit einer geringen Investition ein einfaches Mineralwolleprodukt wie z.B. lose Stopfwolle oder genähte Fasermatten hergestellt werden.
- KMF-Abfälle der eigenen Marke aus dem Bausektor können recycelt werden.

Verwendet man den Produktionsbereich (B) ausschließlich zum Recycling aller Produktionsabfälle, muß der induktiv erhitze Inline-Schmelzofen nur für ein Drittel der Schmelzleistung des Kupolofens ausgelegt sein, in der Annahme, daß der Anteil der Abfälle den Wert von 25 % nicht überschreitet.

Ergänzt man den bestehenden Produktionsbereich (A) um einen Produktionsbereich (B), der einen induktiv beheizten Inline-Schmelzofen mit derselben Schmelzleistung aufweist, so kann man die jährliche Produktion von Dämmstoffprodukten verdoppeln und gleichzeitig alle KMF-Produktionsabfälle recyceln.

5 VERWERTUNG VON KMF-ABFÄLLEN AUS DEM ABBRUCHSEKTOR

KMF-Abfälle, welche von führenden Herstellern von Dämmstoffprodukten aus Mineralwolle zur Verfügung gestellt worden sind, wurden geschmolzen und granuliert. Dieselben Versuche wurden mit KMF-Abfällen aus dem Abbruchsektor durchgeführt. Das Granulat stellt ein inertes, glasartiges Produkt bzw. Ausgangsmaterial dar, dessen Volumen etwa 30 Mal geringer ist als das der aufgegebenen Abfälle.

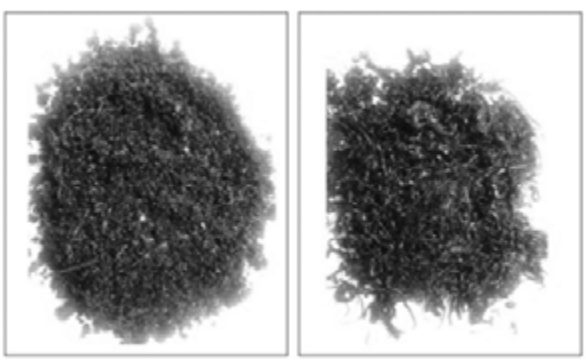


Abb. 5: Naßgranulat und Trockengranulat aus geschmolzenen KMF-Abfällen

Mit dem induktiv erhitzen Inline-Schmelzofen steht somit eine Technik zur Verfügung, mit der KMF-Abfälle, insbesondere die als gefährlich eingestuften, in ein kompaktes, inertes und ungefährliches Ausgangsmaterial für die Verwertung im Sinne der Kreislaufwirtschaft transformiert werden können.
Aufgrund der hohen und weiter steigenden Strompreise besteht die Herausforderung darin, für das Granulat die wirtschaftlich vorteilhaften Anwendungen zu finden. Besonders aussichtsreich erscheint die bereits erwähnte Herstellung eines Hüttensandsubstitutes als Ersatzrohstoff bei der Klinkerherstellung in der Zementindustrie. Eine gemeinsame Entwicklungsarbeit mit Partnern aus Industrie und Forschung ist absehbar.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Bei der Erzeugung der mineralischen Schmelze im Kupolofen müssen die Produktionsabfälle in aufwendiger Weise brikettiert werden. Ein Teil der Abfälle gelangt auf Deponien. KMF-Abfälle aus dem Abbruchsektor können nicht recycelt werden und werden deponiert. Die Verschärfung der gesetzlichen Vorschriften, u.a. das beschlossene Deponierungsverbot in Österreich, befördern die Entwicklung wirtschaftlich vorteilhafter Verwertungsketten. Die IB Engineering GmbH hat den induktiv erhitzen Inline-Schmelzofen mit Graphit-Suszeptor entwickelt, mit dem ein Strom aus einer mineralischen Schmelze erzeugt wird. Der Ofen kann körniges und faseriges Material mit einer Korngröße von -12 mm in beliebigen Anteilen schmelzen. Damit sind die technischen Voraussetzungen für eine abfallfreie Produktion von Dämmstoffprodukten aus Mineralwolle geschaffen. In zahlreichen Versuchen wurden KMF-Abfälle aus verschiedenen Quellen geschmolzen und granuliert. Dieses kompakte, inerte, glasartige Granulat ist als Ausgangsstoff für wirtschaftlich vorteilhafte Verwertungsketten im Sinne einer Kreislaufwirtschaft geeignet.

LITERATUR

Destra GmbH (2017) Österreich Patent No. AT 519235 A4.

Gröper, J. (2015) Deutschland Patent No. DE 102015120721 A1.

Johansson, P. (2006) *PAROC-WIM: Recycling waste boosts stone wool melting (Project Number: LIFE02 ENV/FIN/000328).* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Karlsruher Institut für Technologie (2015) *Sichere Entsorgung für gefährliche Baustoffe. Presseinformation Nr. 044 vom 30.04.2015.* Karlsruhe, Deutschland.

Krijgsman, R. & Marsidi, M. (2019). *Decarbonistaion Options for the Dutch Stone Wool Industry,* Publication Nr. 3722. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.

Owens Corning Sustainability Report (2020) Retrieved from www.owenscorning.com

Pierce, M. (1978) USA Patent No. US 4174462.

Porr Umwelttechnik GmbH (2020) Österreich Patent No. AT 523587 A1.

Sattler, T., Galler, R., Vollprecht, D. (2019) *Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle - Project RecyMin.* Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, pp. 552-556.

Sattler, T., Vollprecht, D., Pomberger, R. (2020) *Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zement- und Mineralwolleindustrie.* In Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7. Neuruppin, Deutschland.

Scalet, B., Garcia Muñoz, M., Sissa, A., Roudier, S., Delgrado Sancho, L. (2013) *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Glass.* Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Schimek, J. & Sattler, T. (2020) *Aufbereitung von künstlichen Mineralfasern als Grundlage für die weitere Verwendung.* In Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7 (pp. 328-340). Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH.

Vollprecht, D., Sattler, T., Doschek-Held, K., Galler, R., Schimek, J., Kasper, T., Pomberger, R. (2019) *Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie.* In Mineralische Nebenprodukte und Abfälle (pp. 480-492). Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH.

English Abstracts

Collecting waste ecologically? How we prevent yesterday's solutions for tomorrow's problems!

A. Opelt[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen / Graz, Austria

Not only the waste management companies, but also the customers – the citizens – see the importance of ecology in waste management. However, where the goals of the European Union are sufficiently met by traditional means today, there are many challenges ahead of us in the future.
Those challenges include for example higher recycling rates, a reduction of CO2 emissions in traffic, or the reduction of littering in the nature. In many areas, these problems of tomorrow can no longer be solved with conventional approaches.
At the same time, a major change in the communication culture among the under-30s is putting previous approaches on the spot. Means of communication that had now proven themselves for a long time are increasingly losing relevance. However, new technologies can bring improvements for the individualization and optimization of all steps in the value chain – starting with the information brokering to the citizens up to the transport of the waste to the recycling plant.

Different approaches and examples trying to face the challenges mentioned above – raising awareness among citizens, improving the separate collection of waste and preventing littering, as well as possibilities for more sustainable dynamic route planning – are discussed in this article, with the aim of increasing the motivation of those responsible to engage in new ways in the future.

Digital Waste - The waste that is overlooked!

S. Gaeth[1]
[1)] Professorship for Waste and Resources Management, Justus-Liebig-University, Germany

Digital waste is still an under-researched topic and can be found in many areas. Digitalization means that data, storage, cloud computing and the resources they consume are being used more and more frequently and extensively. People are finding it increasingly difficult to escape or reduce consumption in the digital world, as the Internet moves into more and more areas of life and digital and analog worlds intertwine (Frick and Rehak 2019, p. 89). And the major digital Internet companies continue to focus on growth (Lange and Santarius 2018, p. 10). While digitization can lead to efficiency gains, rebound and back-fire effects often override these efficiency gains. The path to a sustainable digital society without Digital Waste is not yet clear. Detecting, reducing and eliminating existing digital waste, as well as avoiding future digital waste, are key issues. This requires diversity in online services, better control over the use of hardware and software, a reduction in cloud computing and a less pronounced use of data (Vetter and Guenot 2019, p. 103), as well as the general limitation of digital consumption.

Future of processing and recycling of end-of-life vehicles because of new European legal requirements

P. Hodecek[1]
[1)] Scholz Austria GmbH, Director of EU Affairs, Vienna, Austria

As highlighted in the 2020 Trinomics Final Report regarding “Supporting the Evaluation of the Directive 2000/53/EC on end-of-life vehicles”, 258 million passenger cars were registered in the EU in 2016 out of which 11.21 million light commercial vehicles (category M1) and passenger cars (category N1) were deregistered in 2017. Of these, 6.57 million were reported as ELVs and 0.87 million were reported as exports of used cars to non-EU countries which leaves the whereabouts of 3.4-4.7 million vehicles unknown. This makes end-of-life vehicles (ELVs) an important waste stream in terms of generated volumes but also growth rates, embedded valuable materials and illegal flows intra- as well as extra-EU. Consequently, the proper management of ELVs in accordance with the ELV Directive (ELVD) is of paramount importance to tackle those issues and move towards a circular economy as defined in the European Green Deal and the Circular Economy Action Plan (CEAP).

To strengthen circularity in the ELV sector, the revised ELVD must tackle with:

1. Improvement of de-registration requirements for vehicles
To tackle the problem of “missing vehicles” more effectively, the revised ELVD shall substantially improve and harmonize the current de-registration process. Additionally, temporary de-registrations also require attention. For instance, a temporary de-registration should also be accompanied by information about the fate of the vehicle to prevent abuse.

2. Financial incentives to deliver a vehicle to an ATF in exchange for a CoD
It is absolutely vital for the ELV recycling sector to ensure that the certificate of destruction (CoD) is properly enforced – incentives play a key role in that respect. Therefore, the revised ELVD shall establish an incentive system based on an insurance premium as being done in the Czech Republic: if the car is not validly de-registered, the insurance cannot be terminated and a penalty has to be imposed.

3. Increasing the responsibility of car manufactures
Should an approach based on extended producer responsibility (EPR) be chosen to increase the responsibility of car manufacturers in the end of life stages of a vehicle, recyclers should also be involved in the governance of such a scheme. As laid down in the Final Report, the costs stemming from the ELVD are mainly beared up by Authorized Treatment Facilities (ATFs) (88.2%), and only to 11.4% and 0.4% by the car industry and the Member States respectively. Hence, the participation of recyclers in the governance of EPR schemes will ensure that the costs for ELV treatment are better distributed along the value chain and that recyclers will not have to carry the lion share.

4. Setting up requirements for mandatory recycled plastics in new cars
A revised ELVD shall support gradual and fully achievable recycled content targets for post-consumer thermoplastics in new cars to be set as follows: 25% by 2025; 30% by 2030 and 35% by 2035. In addition, recycled content targets can be set for other materials. From a broader perspective, improving the design of cars to improve the re-usability and recyclability is key.

Boundaries and Overlapping Between European Chemical- and Waste-Legislation and Impact on Waste Management.

D.G. Breiner[1]
[1)] IVB Industrievertretungen GmbH, Keutschach, Austria

According to the amended Waste Framework Directive, since 5th of January 2021, companies that place products with a content of more than 0.1 % of SVHCs (Substances of Very High Concern) on the market must submit information to the new SCIP database (Substances of Concern In articles as such or in complex objects (Products)). This information is available for authorities, consumers and waste management. In the summer of 2020, only 30 % of Austrian waste management was familiar with the SCIP database. Many respondents, over 70 %, believed that the database could potentially improve the image of recycling streams by helping to demonstrate that the input streams are SVHC-free. A large majority of 88.37 % of those questioned stated that mandatory labelling that provides information about the materials used in products would be helpful. This work takes up this topic and compares it to current developments. The possible effects of the SCIP database on Austrian waste management are analysed and discussed. The overlaps between chemicals and waste legislation are complex and varied. A distinction is made between direct and indirect effects. As the results of the literature research show, a fundamental lack of information and heterogeneity are major cost drivers in the analysis of waste and secondary raw materials. On the other hand, there is direct competition with primary raw materials. Tools such as the new SCIP database are trying to close this gap and provide waste management with more information. It should be ensured that statements about waste streams are provided and an assignment of the article, that has become waste, to the stored data is possible. In the future, these requirements could be met by means of appropriate labelling.

Quality Controlled Landfillgas Collection on the Base of the VDI Technical Guidelines

G. Rettenberger[1]
[1)] Trier University of Applied Scineces, Expert and Senior Consultant, Trier, Germany

A good working gas collection plant is a plant with a high efficiency and collection rate. This depends on the design, the operation and the maintenance but above all from their degree of achievement. This is a question of **quality**. In the last years the effects of landfill gas to the atmosphere came more and more in the perspective. It became obviously that landfill operators can achieve important contributions. In Germany this was promoted by technical guidelines which had been developed (VDI) and by an official note which contains requirements to implement quality standards. Since March 2022 landfill operators in Germany must consider and realize the new official guideline. The report gives an overview over this BQS (German wide quality standard).

The new Austrian Standard B3151 – Changes and Challenges for Demolition

A. Ragossnig[1] & K. Hartl[1]
[1)] RM ecoconsultants ZT GmbH, Vienna, Austria

This contribution addresses the major changes of the boundary conditions for recovery oriented deconstruction in the relevant Austrian Standard B3151 - Dismantling of buildings as a standard method for demolition. Besides clarifications regarding the demolition process, respective obligations and responsibilities the new edition of the standard brought about changes especially due to the inclusion of certain parts of the Austrian Standard B2251 into the Austrian Standard B3151. These inclusions also have an effect on the sequence of preparatory services needed for demolition.
Also, the new edition of the Waste List Ordinance leads to major changes and challenges as the waste categorization regarding resulting waste from demolition activities becomes more complex and more differentiated. This contribution also addresses further challenges such as waste mass assumption, demolition concept as well as the reuse of building components and the waste segregation.
Analysing the stipulations set down by law as well as standards and comparing that with the practical implementation results in the identification of major challenges for the broad implementation of those stipulations for the construction sector.
Reality shows that building owners and developers of real estate projects often still lack the willingness to take responsibility to enable a recovery-oriented dismantling of buildings by the means of an appropriate planning of the demolition process. Also, for small demolition projects the stipulations of waste segregation – especially the segregation of hazardous waste – can hardly be executed due to the lack of expert knowledge as there is no obligation for investigations regarding pollutants. This puts building owners in a difficult situation as they are responsible for respective waste segregation for any demolition project irrespective of the mass of resulting waste arisings. Observations from the practice show that a broad and uniform implementation of the stipulations from laws and standards is not happening due to the lack of enforcements by authorities in connection with the desire to execute demolition projects at least cost.
Finally major challenges occur in the reuse of building components in the area of the interface of legal stipulations from the building code as well as the waste legislation. Is it required that reuse building components comply with stipulations from the building code? Who is competent and responsible to assess the compliance and who takes the responsibility for warranty of reuse building components? These are only a few questions that need clarification to achieve a break-through for reuse in the construction sector.

Measuring of Circularity – Status Quo, Challenges, Perspectives

K. Greiff[1], W. Hagedorn[1] & M. Hüsgen[1]
[1)] RWTH Aachen, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany

Climate change is progressing at a rapid pace. A high share of environmental impact is related to the global use of resources. It exceeds the defined limits. A ubiquitous approach for solving the problem is the circular economy to increase material efficiency. Essentially, the aim is to reduce material flows in absolute terms, extend their lifetime, recycle them, and thus drastically reduce environmental impact. Whether the measures are actually sufficient requires constant monitoring by a suitable monitoring system. The selection of indicators is based on the objectives, i.e. climate and sustainability development goals.

At this stage, there is a variety, if not an oversupply, of metrics based on numerous circular approaches. Nevertheless, the monitoring systems at national and European level are currently insufficient to adequately measure the circular economy. They primarily contain mass-based indicators that assess waste management. There is a lack of indicators that allow statements on the real recycling of resources. This results also from measuring only the systems' outputs. To assess the actual substitution of primary by secondary material, it requires measuring of input flows into the system. Also, the throughput of materials is of interest with regard to the lifetime and e.g. stocking rate. Focusing on mass-based indicators only leads to the lack of information of the resulting change in environmental impact. It is of great importance when it comes to reaching climate goals and keeping track of the planetary boundaries. Furthermore, the framework excludes the premise of a systemic change. This would include the perspective of holistic sustainability. But especially the social dimension is ignored. Also, the set of indicators focuses on macroeconomic level. Measures aiming for material efficiency are also implemented on company and product level. In conclusion, the current set of indicators to monitor the circular economy activities on national and European level is a sound foundation. To properly operate the transition towards a resource efficient and climate friendly economy, it requires further indicators to holistically monitor the effect of implementing the circular economy.

Circularity Assessment of Packaging with the Packaging Cockpit

M. Tacker[1]
[1)] Circular Analytics TK GmbH, Vienna, Austria

The landscape of European Packaging legislation is steadily getting more complex. On the EU-level the European Union plans to reduce the output of green house gases by 55% till 2030. In order to achieve that goal, the European economy has to be transformed into a circular economy so that precious resources stay as long as possible in the material stream.
The European Packaging Industry is heavily impacted by these undertakings because packaging is very often used only once and for a comparatively short time. So there is a considerable generation of packaging waste of more than 178 kg per person in the EU and growing.
In order to reduce packaging waste and the environmental impacts of packaging the Circular Economy Package and the Green Deal were passed on the European level as well as a number of directives that concern packaging (Packaging and Packaging Waste Directive, Waste Framework Directive etc.). The EU-legislation is complemented in many countries by additional national laws or directives adding national peculiarities.
For brand owner and retail chains it is getting more and more difficult to stay abreast of these developments and a lot of specific data for packaging are necessary to fulfill national requirements and reporting obligations.
Circular Analytics developed together with ECR-Austria and GS1 standardized packaging specifications that include all the attributes necessary to automatically calculate packaging recyclability and a standardized Life Cycle Assessment (LCA) of packaging. This is the basis for a sharing of packaging specification data along the supply chain – from packaging manufacturers to fillers, brand owner, retailer and packaging systems (dual systems).

Packaging Cockpit is a packaging management software with the following features:
a. Transfer of packaging data along the supply chain
b. Calculation of Recyclability
c. Calculation of a streamlined LCA according to PEF (product environmental footprint)

Packaging recyclability is calculated for all packaging materials according to the WPO/ECR-Circular Packaging Design Standard, the first global circular packaging design guideline, that includes the relevant guidelines available – CEPI for paper, Recyclass, - and national standards such as the German “Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von Verpackungen”. For the calculation the country specific collection, sorting and recycling streams are applied, so recyclability is country-specific and may differ significantly between countries.
Circularity and direct environmental impacts of packaging as measured by LCA are important parameters to characterize packaging sustainability, but do not give the complete picture.
For a holistic sustainability assessment of packaging a model for holistic sustainability assessment was developed by FH Campus Vienna and Circular Analytics. This model is based on three pillars, product protection, circularity and environmental impact.

How to quantify the recyclability of products

H. Rechberger[1], C. Roithner[1] & O. Cencic[1]
[1)] TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

The recyclability of products depends on several factors, which can basically be assigned to three spheres. On the one hand, there is the product itself with its material composition. Another sphere is the waste management system, which determines how the product is collected and treated. And finally, there is the sphere of the national economy, which determines, among other things, whether there is a market for the recycled product. All three spheres must "work" for a product to be evaluated as recyclable as a whole. A method is presented that addresses the first sphere.

A product is usually made up of various components, which in turn can be made up of several levels of subcomponents. Each component consists of at least one material or substance. Thus, the portfolio ranges from products that have a very simple or homogeneous material composition to very complex products, with many ingredients. The material distribution in a product can be quantified by means of a material balance and statistical entropy. For example, a high entropy value means that the substances are rather diluted and not separable from each other in the product. To make the entropy results more descriptive, a relative product inherent recyclability (RPR) is derived, ranging from 0 to 100%. RPR = 0% means that the substances or materials in a product are maximally mixed and not separable. RPR = 100% means that the substances or materials are in pure form and separable. The method is described in Roithner et al. 2022.

In principle, the RPR method can be applied to any product, the only prerequisite being that sufficient information about the material composition of the product is known. To demonstrate this, the method is applied to a smartphone and for the comparison of two multi-family residential buildings (about 5000 m² of living space), which differ only in their construction. It is shown that the RPR increases with the hypothetical disassembly depth of the smartphone from around 40% (no disassembly possible) to just under 90% (disassembly into 32 subcomponents). The two buildings also differ in their RPR. If there is no deconstruction at all ("wrecking ball"), the concrete structure achieves a higher RPR. This changes with the deconstruction depth and thus the disassembly of the buildings into recyclable material groups or reusable components. Here, the timber construction method has a higher RPR.

The assessment of product recyclability is highly relevant in the transition towards a Circular Economy to enable successful and comprehensive implementation. Products should be designed in a way that allows extensive material recovery and easy disassembly. Among the manifold parameters impacting recyclability, material composition and product structure are among the essential determinants of the recycling path. Existing assessment methods fail to evaluate such product design characteristics in a fundamental way. The RPR method presents a new way that evaluates product-inherent recyclability based on statistical entropy. Statistical entropy represents an optimal metric to measure these essential product characteristics. The case studies show that product design weaknesses can be directly deduced from the RPR results and thus form the basis for design optimizations that increase the recyclability of products and materials, respectively. The calculation of the RPR metric is comparably simple, which enables broad stakeholder application. The method primarily addresses product designers and manufacturers, but should in the long term serve as a decision-making tool for various stakeholders (e.g. governments or consumers).

Obstacles to achieve the Recycling Targets for Municipal Wastes

Th. Pretz[1], A. Feil[2] & K. Greiff[2]
[1)] Ingenieurgesellschaft pbo, Aachen, Germany
[2)] RWTH Aachen University, Chair of Anthropogenig Material Cylces ANTS, Aachen, Germany

The European Union has adopted targets for the preparing for re-use and the recycling of municipal wastes, so-called “recycling quota”, latest in 2035 a quota of 65% should be realized. Based on the data of a rural German region representing about 530,000 inhabitants the calculation methodology for the recycling quota is introduced. For different municipal waste types origin from source separation the Commission Implementing Decision (EU) 2019/1004 gives the basic calculation rules including the specific calculation points where the output of recycling processes should be measured. A calculation for the mentioned region shows that a recycling quota of about 59% is realistic. Analysing the waste management data, the importance of bio-waste becomes clear because 63% of all recycled waste is organic waste from kitchen and garden.
The base of all measures for preparing for re-use and recycling is sorting, where the first sorting is done by the waste producers using their options for a source separation. In particular for kitchen waste the efficiency of source separation is low and a percentage of some 60% of the potential can be find in the residual municipal solid waste (RMSW). In case of dry recyclables like plastic and packaging waste an efficiency of less than 70% was realized in 2021.
A second sorting takes place in mechanical waste treatment plants used to clean up source separated waste and deliver quality-controlled concentrates of recyclables to the final treatment steps. If the economy of the first technical treatment does not allow multi-stage sorting the recovery rate is limited to a level of 70%, while expensive multi-level sorting can extend to about 90% recovery rates.
The final treatment processes typically change waste from an article level to a particle level by reducing the particle size, in case of plastic and packaging waste to <10 mm. The sorting and cleaning also come along with drying processes. The European calculation rules for plastic waste set the calculation point in a position where the majority of material losses is realized and therefor recovery rates of 65% result.
The combination of three sorting levels is leading to recovery rates on a level of some 40%, here used as a transfer coefficient (t_c) in the calculation. The amount of source separated plastic waste multiplied with a t_c of 40% means that only 40% finally is recycled. Comparing the low t_c of plastic with the t_c for bio-waste, that are discussed on a level of 97 to 99%, waste management strategies must focus on the bio-waste to realize the political targets of recycling quota.
Some calculations show the effects of waste management measures like reducing the amount of non-used food in RMSW, extending the kitchen waste collection or optimising both the plastic and packaging waste collection and treatment. The treatment is task of the private sector that has to improve technical sorting and recycling infrastructure. All these measures will not be enough to increase the starting quota of 59% to the target quota of 65%. Additional effects of waste prevention, design for recycling and the possibility to include home composting of organic waste in the calculation can manage to achieve the targets until 2035 at least in rural structures, where a huge amount of garden waste is available. Bigger cities with higher population density of 1,000 capita per km² will meet a lot of problems organizing their waste management following the commission implementing decision from 2019. On their track they have to deal with quality problems in particular when operating bio-waste treatment plants and with some conflicts between recycling quota targets and waste preventing targets.

Vision Circular Economy 2050: Where does Styria stand?

I. Winter[1]
[1)] Office of the Regional Government of Styria, Directorate 14 – Waste and Resource Management Department, Graz, Austria

With the Provincial Waste Management Plan (L-AWP) 2019, the Province of Styria has committed itself to the vision of a resource-conserving circular economy in Styria by 2050. Three strategies have been defined for pursuing this path:

1. improved implementation of the waste hierarchy as a central element of the circular economy;
2. innovation and technological development as the basis for a resource-saving circular economy;
3. a climate-neutral and environmentally sound circular economy to implement the precautionary principle.

The basis for the upcoming update of the L-AWP in 2023 is an evaluation of the current status. For Strategy No. 1, waste and recycling data were evaluated for this purpose. In order to accelerate the transition to a circular economy, the European Waste Framework Directive stipulates, among other things, rates for the preparation for re-use and recycling of municipal waste. These targets are to be met by the Member States. Although these requirements do not impose any obligation on the provinces to calculate recycling rates, the province of Styria had the very complex calculation of the recycling rate for the municipal waste generated in the province carried out. Although the recycling rate is achieved, the fundamental question arises as to the significance of such rates with regard to the development or the implementation status of the circular economy and which further measures are necessary.

The province of Styria has already taken a broader view of the L-AWP integrating in addition to indicators for waste management aspects (such as recycling rates) also for green innovation and technological development and the precautionary principle. In order to come significantly closer to the vision of a circular economy in 2050, this approach should not only be continued in the update of the L-AWP, but also further developed in the direction of systemic solutions.

Nudging as a Means of Reducing the Use of Packaged Foods in Supermarkets

U. Gelbmann[1] & A. Kolb[1]
[1)] University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research - SIS, Graz, Austria

A tool that is increasingly being discussed in the context of stimulating environmentally conscious acting is "nudging". Developed by Thaler/Sunstein in 2009, it increasingly sparks the interest of scientists and practitioners also in the sector of waste prevention. Unlike laws, bans or economic incentives, nudging relies on activating recipients to act in a certain way. The project 1, 2, 3 - Verpackungsfrei (Packaging-Free) by the University of Graz, SPAR Steiermark and the Austrian Institute of Ecology focuses on initiating packaging-reduced shopping in supermarkets and on scientifically questioning this initiation. In this context, one sub-research question investigates which concepts for implementation of nudges are known. It also asks how to grasp the concept of nudging regarding sustainability in supermarkets as well as which nudges are proposed in particular in connection with shopping at so-called loose-product dispensers. The methodological basis is a systematic literature analysis of scientific publications on the topic using quantitative and qualitative content analysis.
The results show that the concept of nudging is very vaguely formulated and that it also overlaps with social marketing. Nevertheless, based on the research results, a typology and a framework for deriving suitable nudges can be developed. The proposed nudges can help consumers to bring their desire to buy more sustainably in line with their actions.

Systemic mistakes in the value chain

W.P. Bauer[1]
[1)] ia GmbH-Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, Munich, Germany

Recognizing systemic mistakes as an indication for improvement is the basis for the survivability of organizations. Due to the high relevance of waste management in connection with the generation or reduction of greenhouse gases, the article encourages the waste management industry in particular to be mindful and openly discuss whether one measure or another is really in line with the climate goals of the Paris Climate Agreement. As important as recycling is for the waste management industry as well as for the manufacturing industry that relies on secondary resources, it should not be seen as a panacea for meeting our climate targets.

Paradigm Shift in the plastics industry: from linear to circular

A. Leitner[1]
[1)] Borealis, Circular Economy Solutions, Linz, Austria

The reliable supply of high-quality recyclate is a prerequisite for a functioning circular economy. Our close cooperations with our partners along the value chain will enable our customers and partners to achieve their circularity goals and reduce their overall carbon footprint and, at the same time, underpins our Borealis journey towards more sustainable living.
This presentation will discuss recent developments and key cooperations to drive the plastics industry from *linear to circular*.

The current state of the art in textile recycling

W. Ipsmiller[1] & A. Bartl[1]
[1)] TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

The Federal Ministry for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology (BMK) commissioned a study to survey the state of knowledge on textile recycling (SWiTex), which was completed in November 2021. This communication presents the core statements of this study, specifically on recycling and the framework conditions for this.

The textile industry is growing in terms of the amounts of fibres and textiles produced annually. It is one of the sectors with the highest emissions, while at the same time consuming a lot of raw materials. Until now, used textiles have not been the focus of (European) waste management, and systems for collection and recycling are underdeveloped compared to existing systems for other groups of waste. Only in 2018, the adaptation of the Waste Framework Directive (Directive 2008/98/EG, Directive (EU) 2018/851) explicitly defined used textiles as municipal waste and their separate collection was made mandatory from 2025. Due to undiminished production and socio-economic developments in the countries where used textiles are shipped to, it can be assumed that the quantity collected will increase and that textile recycling will become more important.

Due to the length and complexity of the textile processing chain, the possible recycling routes for used textiles are more diverse than for packaging, for example, and due to the linear-hierarchical process sequence during textile production, it is of economic and ecological benefit to look for suitable "return levels" for recycling processes. For used textiles, this results in not just one, but numerous possibilities for recycling. Technologies for treating mono-material textiles are already established, albeit with limitations in terms of the quality of the recycled materials. At the same time, promising new methods are being researched or are in engineering development. In general, the (reasonable) combination of existing and developing recycling processes is decisive for the success of separation and the generation of pure material flows. The textile recycling processes as described are based on mechanical, physical, chemical and biochemical approaches or core processes. The technologies under discussion, as covered for the study, show that recycling of multi-material textiles is not yet fully developed, but is within reach for some quantitatively important material combinations. The energy expenditure for the separate collection, sorting and logistics required for feasible recycling is low compared to the energy savings potential that can be achieved through recycling. In general, the lower the number of stages in the textile process chain that must be repeated to produce textiles from recycled material, the greater the savings potential. The level of complexity, i.e., the number and type of interlinkage of the materials contained play a major role here. The more materials are combined in a mixed textile, the more difficult it is to recover all the materials contained with the highest possible "value", especially if some of them are also close in terms of their physical-chemical properties. Finding this balance between "recycling all components" and "highest energy efficiency" is not trivial.

A separation of other substances (e.g. dyes, pigments, finishes, etc.) can be achieved if these are known. However, with the current state of the art, it is not possible to track all the manufacturing materials and additives that occur in small quantities, let alone the removal of all of them.
An additional problem that should be solved quickly is the insufficient definition of the term "textile recycling". Considering the technical and economic limitations, future legislation must also regulate how recycled material can or must be given priority over primary raw materials in textile production to boost the industrial implementation of textile recycling processes.

Does the Fast Fashion Business Model comply with the Circular Economy?

A. Bartl[1] & W. Ipsmiller[1]
[1)] TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

In the fashion industry, the term "fast fashion" has become increasingly important in recent years. Fast fashion refers to a business model in which textiles are brought to market in short cycles, which are often also offered cheaply and do not have a long shelf life. Garments are designed, produced and put into stores as quickly as possible in order to match the latest fashion style. The essential feature is the shortening of the time to market. This leads to a rapid change of collections and ultimately to an unsustainable and increased consumption of resources. At the same time, sales are boosted. In 2020, the turnover of the nine largest groups in the fast fashion sector was over 73 billion EURO, with Inditex alone holding 32% (i.e. 28 billion EURO) market share.

In recent years, the European Union has set itself the goal of transforming our current linear economic model into a circular economy. Circular economy is understood as a regenerative system in which resource consumption and waste production are minimized by closing energy and material cycles. Typically, sustainable design, maintenance, repair, reuse, re-manufacturing, refurbishing and recycling are proven means to achieve this goal. Due to the amendment of the Waste Framework Directive (Directive (EU) 2018/851), textiles are also included in the concept of the Circular Economy.

The EU Commission expects the transition to a circular economy not only to reduce environmental impacts (e.g.: 450 million tons less CO_2 emissions by 2030), but also to improve the security of supply of raw materials and to have a positive impact on employment (580,000 new jobs). However, the "fast fashion" sector is also an important employer, with Inditex alone employing 171,839 people in 2017.

In a superficial view, it could be concluded that fast fashion combined with circular economy can form an excellent symbiosis. Thanks to the business model of fast fashion, the population could be provided with affordable fashion. Already, Inditex, for example, is making efforts to meet energy consumption from renewable sources, use sustainably produced cotton, and use polyester made from recycled materials. The promotion of recycling (of textiles) is included in the EU Circular Economy Package and could help reduce the textile industry's need for primary raw materials (polymers). In addition, new "green jobs" could be created through textile recycling.

However, a more detailed assessment reveals weaknesses in the approach described above. Even though a high percentage of used textiles should be recycled due to the EU circular economy package, the business model of fast fashion will always lead to a high consumption of resources that occur along the textile processing chain. Depending on the condition of the end-of-life textiles, they can be fed back into the process chain at different points (i.e. as fibers, as polymers or as monomers), which means that the process chain, at least in part, has to be run through again. Ultimately, recycling can only address the symptoms and not, as it would be appropriate, the causes. To achieve a massive reduction in resource consumption, it is essential to reduce the amount of textiles sold. Probate means for this are for example an extension of the useful life ("design for durability"), reuse (second-hand clothing) or alternative business models (e.g. leasing). The volume of second-hand clothing sold within the EU must be massively increased by accompanying measures such as repairing, re-manufacturing, re-purposing as well as consumer awareness. It is therefore clear that the business model of fast fashion is not compatible with a circular economy.

Sectoral differences in the circular economy implementation of Austrian manufacturing firms

J.-P. Schöggl[1], M. Rusch[1], L. Stumpf[1] & R.J. Baumgartner[1]
[1)] Christian Doppler Laboratory for sustainable product management enabling a circular economy, Institute of Systems Sciences, Innovations- and Sustainability Research, University of Graz, Graz, Austria

In line with the rapid popularisation of the concept of a circular economy (CE), research on the role of companies in the CE transition has gained traction. While, to date, a considerable number of conceptual works propose frameworks for corporate engagement with the CE (e.g., regarding circular product design, circular business models, or circularity assessment), empirical research is rarer. It consists mainly of single or multiple case studies. Among these empirical studies, a previous paper by the authors of this abstract investigated the status of the circular economy implementation in Austrian manufacturing companies without focusing on potential differences between sectors. This research gap is addressed in the study at hand, which elaborates on earlier work by using an extended dataset comprising the results of 132 structured telephone interviews with sustainability executives. The study utilises inferential statistics and hierarchical clustering to analyse and illustrate differences between the industries and company sizes. The CE practices studied derive from established concepts such as the 10-R strategies or the ReSOLVE framework.

The study finds that across industries, companies most frequently focus on avoiding toxic substances, followed by increased material/energy efficiency, using renewable resources, and closing internal material when implementing CE practices. The degree of implementation of these practices is, with a few exceptions, also relatively equally distributed throughout the different industries. Following these most widely implemented compliance and efficiency-related CE practices, fewer companies are already implementing environmental and social design and supply chain management practices. CE strategies that entail more radical changes to processes and the business model, such as design for reuse or recycling, the sale of by-products, the reuse of post-consumer parts, and the use of recycled materials or 3D printing, are most seldomly implemented yet across industries.

Furthermore, out of a total of 16 CE practices assessed, a majority of industries engage with each of them already, at least to a limited extent. Most often, CE practices are implemented in the construction, electronics, and wood industries and least often in food and textiles. Large companies exhibit the highest degree of CE implementation, followed by medium and small companies. The difference between small and large companies is statistically significant.

In summary, the study revealed that the CE engagement in Austrian manufacturing firms is efficiency-driven with no major differences between the specific industries. For other CE strategies, the degree of implementation is generally still low and gradually decreases the more far-reaching the studied CE practices become. Further research and practice may be dedicated to assessing the effectiveness of specific CE practices in different industries in detail and supporting small-sized companies in overcoming their size-dependent challenges.

End of Waste-Criteria: An essential contribution to make our economy circular

T. Kasper[1]
[1)] PORR Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

In December 2019 the EU commission has presented the new green deal aiming at climate neutrality in the EU member states by 2050 and aiming at a reduction of greenhouse gas emissions by 55% until 2030.
Part of this strategy is the circular economy action plan, which was presented in March 2020. Of central importance to reach those ambitious climate aims is to transform our economy into a circular system.
The circular economy action plan has identified 7 key product value chains, which are the sectors of electronics, batteries and vehicles, packaging, plastics, construction and buildings, finally food, water and nutrients.
All sectors are aiming at the reduction of waste by refuse waste and the integration of the circular principle, starting at the beginning of the life cycle at the design (design for recycling) and ensure that the EU has a well-functioning internal market for high quality secondary raw materials.
The member states shall prove their legislations for by-products and the end of waste criteria for certain waste streams and identify the need to improve them. Standardisation of product criteria plays a central role.
The built environment has a significant impact on many sectors of the economy. It requires vast amounts of resources and accounts for about 50% of all extracted material. The construction sector is responsible for over 35% of the EU's total waste generation. Greenhouse gas emissions from material extraction, manufacturing of construction products, construction and renovation of buildings are estimated at 5-12% of total national GHG emissions. Greater material efficiency could save 80% of those emissions.
At the end of its life cycle the used materials shall be reused where possible. As soon a material becomes waste in a legal consideration there arise several legal barriers to use the material again. The reason is to protect ecosystems from harmful substances. To close material circles however, it is necessary to loose the waste status, in order to be used legally freely. Therefore the definitions of how a material becomes waste and the legal constructions of by-product and end of waste will be analysed, in order to discuss their conditions, to lay the basis for a sustainable economy system in form of a circular economy system.
The material approach will be presented as essential to succeed.

From waste to product - encrusted bureaucracy as an "obstacle" to the circular economy?

M. Eisenberger[1] & L. Schneeberger[1]
[1)] Umweltrecht & Consulting, Eisenberger & Offenbeck Rechtsanwalts GmbH, Graz, Austria

Within the last few years, the system of the "circular economy" has been consistently advanced at the European level - both by legislation and by case law. This refers to a concept in which substances/materials are reused after their (original) use, so that (material) cycles are formed and also closed. In contrast, the Austrian legislator and administrative practice are hesitant to depart from the existing requirements and the outdated line of (national) case law.

A look into the future makes it clear that due to increasing population figures and thus decreasing availability of raw materials, the transition to a true circular economy is inevitable. Technological progress and the constant development of methods for reuse and recycling are firstly opening up more and more possibilities to minimise the generation of waste and secondly to reintroduce it (not as a burden but as a "raw material") into production processes.

European and Austrian legislation already provide a corresponding "corset", which makes it possible to create and also close material cycles. Far too often, however, the authorities and courts enforcing Austrian law do not make use of the possibilities available to them. Although the ECJ has already pointed the way towards a more effective circular economy in the groundbreaking Sappi decision, Austrian administrative practice has so far only reacted hesitantly. Sometimes the courage is lacking to deviate from the decades-long hardened and outdated (national) case law on the artificial and senseless extension of the waste status in § 5 para 1 AWG 2002 (until direct use). The current Austrian approach is detrimental to a functioning circular economy.

It is to be hoped, however, that the Austrian legislator (as well as the administrative practice) will follow the path - prescribed by the ECJ - that is resource-conserving, but at the same time technology- and economy-friendly in the sense of the circular economy.

Mineral substitute building materials – treatment without (waste) end?

W. Klett[1]
[1)] OKL & Partner, Köln, Germany

Recycling of mineral building materials has been taking place since the reconstruction of the destroyed Germany after the last World War. The requirements for recycling have increasingly been concretized with the development of German environmental law. The reason for the processing of a substitute building materials ordinance by the legislator was given by a decision of the Federal Administrative Court, because according to it, technical rules such as those established by the Laender Working Group on Waste (LAGA) for mineral recycling were not recognized as standard-concretizing administrative regulations, so that no binding for authorities and courts have been triggered. Overall, the procedure for the Substitute Building Materials Ordinance in connection with the amendment of further regulations took a period of 16 years.
This Regulation lays down requirements for the production of mineral substitute building materials in mobile and stationary installations, for the sampling and examination-of materials, including the assignment of certain material values to certain material classes, and for the use of these materials in certain installation methods. However, this Regulation does not contain any provisions specifying the condition for the end of waste in the case of mineral substitutes. Consequently, the general provisions of § 5 KrWG remain decisive for the assessment of whether mineral substitute building materials can reach the end of the waste.
Therefore, the individual conditions for reaching the end of waste in the case of mineral substitute building materials must be examined.
In order to go through a recycling or other recovery process (§ 5 para. No.1 KrWG), it is important after the processing of the mineral waste that it fulfils a meaningful purpose or can be used for a certain function. This goal is achieved if substitute building materials or RC are mentally produced from the mineral waste.
The further requirement of the usual use of the mineral substitute building materials produced by processing is also fulfilled for use in technical buildings (§ 5 Para.1 No. 1KrWG).
There is actually a demand or market for such mineral substitute building materials (§ 5 para. 1 no. 2 KrWG).
Compliance with the requirements for the production and use of mineral substitute building materials according to the Substitute Building Materials Ordinance also raises no concerns about the fulfilment of technical requirements, legal regulations and standards for products (§ 5 para. 1 No. 3 KrWG).
Finally, sufficient precautions against harmful effects on humans and the environment (§ 19 Para. 1 No. 1 EBV) have been taken by using mineral substitute building materials (§ 5 Para. 1 No. 4 KrWG).
As a result, it can therefore be assumed that the mineral substitute building materials meet the requirement of the end of waste if the requirements of the Substitute Building Materials Ordinance are met.

Ecological assessment of closed loop recycling using PET as an example (Project PET2Pack)

W. Frühwirth[1], B. Brandt[1], M. Pfitzner[1], E. Jahn[1], K. Detter[1], V. Gabriel[1] & S. Heinrich[2]
[1)] FH Campus Wien, University of Applied Life Sciences, Department for Sustainable Resource Management and Packaging Technology
[2)] Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH, Wels, Austria

The European Commission's circular economy package calls for increased efforts to raise recycling rates, especially in the plastic waste segment. The PET2Pack project at the Vienna University of Applied Sciences is investigating the requirements for achieving closed cycles for PET moulded packaging systems in the food sector - PET cups/PET shalls and PET trays and in the non-food sector for PET non-food bottles. For this purpose, on the one hand extensive sorting tests and analyses are carried out with industrial partners and on the other hand various PET packaging is recycled on a laboratory scale in order to determine, for example, the influence of adhesive residues and the like on the quality and physical properties.

In the sorting tests, PET mono trays were positively sorted out first and PET bottles in a next step. Good results were achieved in the sorting of PET mono trays, with a purity of the sorted fraction of more than 95 % and a recovery rate of over 85%. There is a need for optimisation in the PET bottle fraction, despite the high purity of more than 95%, as large quantities of bottles remain in the output fraction. There are problems particularly with full-body sleeves. In addition to milk and soft drinks, this also affects non-food bottles (especially for detergents and cleaning agents). There were also additional problems with the recognition of black coloured packaging (tennis ball packaging, food tray) or metallised design (chocolate tray), which are, however, rather underrepresented in terms of quantity. Occasionally, large flattened bottles (pods, oils > 10 l) ended up in the output fraction. Reasons for this could be weight (too heavy for rejects with nozzles) or the shell-like shape. A total of 1.4 tonnes could be sorted, with an expected yield of just under one tonne of target fractions.
In laboratory tests, recycling PET (rPET) was analysed for contaminations by adhesive residues, labels, printing inks, PVC, PA and salt, and analogue roasting tests were carried out. It could be shown that residues of labels or adhesives in the raw material lead to discolouration of the recycled PET. The series of tests also showed that discolouration also increases with increasing contamination by PVC. In addition, thermal properties shift towards higher temperatures, such as the melting temperature. In the case of contamination with PA, the material discolours even with very small amounts of PA. Of all these contaminants, PVC impurities have the greatest influence on properties of the recycled material.
In summary, it can be concluded that comparable properties occur between rPET with and without adhesive and label residues and good results were achieved in comparison to virgin PET. Strong discolouration was again caused by adhesive and label residues.
Further sorting tests and analytical investigations are currently being carried out in the project.

In addition, on the basis of these results scenarios are modelled and the environmental impacts resulting from the adapted sorting and recycling processes are calculated using the life cycle assessment (LCA) method according to ISO 14040/44 and compared using the scenario technique. As this project is a work in progress at the time of writing this abstract (July 2022), results of the LCA calculations can only be announced here and presented at the conference.

Bio-based FRP composites and their circularity potential: Options for environmental assessment

U. Kirschnick[1], H. Kern[2] & R. Schledjewski[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Processing of Composites Group, Leoben, Austria
[2)] R&D Consulting GmbH & Co KG, Klagenfurt, Austria

The usage of bio-based materials to substitute fossil resource-based ones as well as circular economy principles are gaining importance in politics, industry and research under the sustainability paradigm. Nevertheless, complex bio-based materials, such as natural fiber reinforced polymer (NFRP) composites, require an environmental life cycle assessment (LCA) to critically assess and verify the anticipated ecological benefit associated with the usage of renewable materials and their circularity prospects. The QB3R project (Quality controlled high performance components consisting of 100% bio-based resins with high potential for repair and recycling) investigates multiple of these aspects by i) developing a 100% bio-based material system consisting of fibers, resin and hardener, ii) analyzing different manufacturing techniques to process the develop system, iii) demonstrating the usability in mechanically advanced applications through the manufacturing of a sledge demonstrator, iv) analyzing the vitrimer feature of the bio-based system, v) verifying this function through integrated sensors for structural health monitoring, vi) exploiting repair options through matrix re-linking making use of the vitrimer function and through re-infiltration, and vii) investigating the mechanical recycling potential and material re-use in the demonstrator component.

This research presents different designs of LCA to evaluate the environmental performance and capture the impact of the project. The design of an LCA is specified in the goal and scope definition as the first methodological step to decide on system boundaries and functional unit (FU). The identified and analyzed approaches for environmental impact assessment comprise i) analysis of the bio-based system to identify hotspots in the material value chain, ii) comparison of bio-based system with a reference conventional one, iii) investigation of different processing techniques to identify pareto-optimal situation linking processability, component quality and environmental performance , iv) benchmarking and substitution potential of the demonstrator component for the specific field of application in sports and leisure industry, v) evaluation of repair options and their prospects to prolong service life, vi) quantification of effects of recycling on the environmental performance including substitution potentials of the recycled fractions, and vii) comparison of different end-of-life treatment options, such as recycling, incineration and landfill. These different LCA approaches' are evaluated in terms of scientific relevance, significance to overall project results, feasibility and data requirements.

While there are many different interesting and worthwhile aspects to be analyzed, the QB3R project will pursue the following three different LCA approaches to capture the most relevant and feasible impacts of the project:

- Material system analysis (including demonstrator component),
- processing options and
- repair opportunities to prolong component lifetime.

Pursuing a three-pronged approach for environmental performance evaluation allows to investigate specific aspects in detail while at the same time creating a bigger picture of environmental impacts associated with the developing field of bio-based FRP composites. Using bio-based materials in FRP composites and extending their lifetime through repair can potentially improve the environmental performance of the FRP composite sector and its respective fields of application. Potential environmental benefits of composite repair depend primarily on efforts needed to repair and the prolonged lifetime of the composite.

Recycling of Lithium-Ion Batteries - Climate Mitigation, Resource Conservation and Economic Effects

I. Meyer[1] & M. Sommer[1]
[1)] Austrian Institute of Economic Research – WIFO, Research Field Environment, Agriculture, Energy, Vienna, Austria

The transformation to a low-carbon economy based on renewable energy technologies will lead to a significant increase in demand for raw materials. On a global level, concerted implementation of the Paris climate targets would mean a fourfold increase in the demand for materials for clean energy technologies by 2040, according to calculations by the International Energy Agency. Austria has set itself the goal of being climate-neutral by 2040, which has a direct impact on the demand for battery-powered vehicles, among other things. Since 2015, the number of battery electric passenger cars in Austria increased by 50% per year. The share of new registrations from January to October 2021 was 13%, or 36% if hybrid vehicles are included. The rapid growth in battery production leads to considerable material flows via the resource-intensive value chain. For example, exponentially increasing demand for the functional materials lithium, cobalt and nickel, among others, is forecasted for the production of energy storage devices for electromobility, especially for the production of lithium-ion batteries (LIB). The uneven global distribution of these critical functional materials, i.e. the concentration of some critical raw materials in a few countries, pose geopolitical risks to supply security, or may lead to production constraints due to volatile commodity prices. A secure supply chain for the minerals and materials needed for energy storage technologies such as LIB has thus become a strategic economic issue in many countries. By recovering resources from future waste streams, recycling can relieve pressure on primary resource supplies. This process is, in addition, less energy intensive than the production of primary raw materials and thus contributes to climate mitigation. In a transition scenario "climate neutrality 2040", a stock of 5.2 million battery-powered passenger cars was projected for Austria. Such a stock would correspond to an estimated amount of EoL-LIB of 16,000 to 18,000 t in 2030 and 120,000 to 134,000 t in 2040, depending on assumptions about the export of used vehicles and the share of LIB that are re-used. If these quantities are to be collected, treated and recycled in Austria, the present study indicates that investments of around € 460 million would have to be made by 2040, i.e. € 23 million per year, in order to recycle a potential future waste stream of end-of-life (EoL) LIB. Profitable operation of recycling plants depends on the sales prices of the materials produced, i.e. on international raw material markets. Assuming a medium development of the price paths for secondary raw materials, the recycling of LIB can generate about €220 million in value added in 2040 (0.06% of Austria's GDP in 2019: €397 billion). Assuming a low-price path, disposal costs of at least €0.185/kg LIB (€74 per 400 kg LIB) attributed to recyclers can ensure the profitability of the recycling plant. The macroeconomic effects are positive in each of the three price developments examined, including indirect and induced effects, but in the case of unfavorable raw material price developments, it must be ensured by economic policy measures such as recycling quotas to incentivize market uptake of LIB recycling for public good provision such as climate protection and resource conservation.

Producer Responsibility for single-use Plastic Products

W. Hauer[1]
[1)] Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Langenzersdorf, Austria

Throughout Europe, and thus also in Austria, (improperly) discarded disposable products cause major problems in cities and municipalities. Both the amount of products thrown into waste bins in public spaces and the number of products carelessly left in the landscape ("littering") are increasing. Especially products made of plastic pollute the environment. The European Union is striving to reduce the input of plastics into the environment (land, rivers and sea). To this end, those plastic products that are responsible for the majority of littering have been identified. For some plastic products (e.g. cutlery, straws, cotton buds), in-transit bans are imposed. The single-use plastic packaging described in the SEA Directive, such as food containers, foils, plastic bottles, cups, plastic bags, but also wet wipes, balloons, tobacco products and fishing gear, are subject to extended producer responsibility.

By means of an online survey among all cities and municipalities in Austria, the amounts of waste from public waste bins and waste paper baskets as well as from street and field cleaning were collected. 236 municipalities, representing almost 50% of the Austrian population, took the opportunity to contribute to the general data collection.

In addition to cleaning in local areas, further waste is generated on provincial and federal roads as well as motorways. Other sources of waste are public transport such as trains, undergrounds, trams and buses.

Last but not least, voluntary work makes an important contribution to the cleaning of the countryside: Every year, collections of carelessly discarded products take place on a voluntary basis by various associations and "spring cleaning".

In total about 83,000 tons of waste are leaved at public places of which about 11% per mass and 25% per volumen are products listed in the sup-directive. Additionally several million of cigarette-buts are leaved in streets, pedestrian paths, gardens, …

The total costs for waste collected from public spaces are abot EUR 155 million which equals EUR 16,- per capita and year. Depending on the results of negotiations between municipalities and producers between 11% and 25% of this costs have to be refunded the municipalities and street-cleaning operators by producers.

Sources, types and flows of macro plastic pollution in and along the Danube River

J. Mayerhofer[1], S. Lenz[1] & G. Obersteiner[1]
[1)] University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Department of Water-Atmosphere-Environment, Institute of Waste Management and Circularity, Vienna, Austria

Plastics have become an indispensable part of our daily lives. Thanks to its universal properties, plastic is considered the material of the 20th and 21st centuries. This is also reflected in global demand, which is rising almost inexorably. However, this development is also accompanied by negative environmental impacts. Plastic pollution on beaches and in oceans has been studied and documented since the 1970s. The sources and pathways as well as the environmental impacts in rivers are still poorly understood, although rivers in particular are considered to be major sources of marine pollution. Up to 80% of the plastic waste floating in the world's oceans are land-based.

The Danube River Basin is the second largest river basin in Europe and extends across 19 states. Around 81 million people live in this region, which covers about 10% of Europe's surface area. As the main entry pathway, the Danube thus contributes significantly to marine pollution in the Black Sea.

Reliable estimates of the generation and composition of macroplastics (MaP) are essential to develop targeted prevention measures to reduce plastic pollution and to make the success of the measures taken measurable. Using a material flow analysis (MFA), the main sources, flows, entry & transport pathways of MaP waste were presented for the Danube region between Vienna and the AT-SK border.

The MFA shows that about 96,000 t are properly disposed of and subsequently treated (recycling, incineration, etc.) annually in the project area, while about 1,260 t of plastic waste enter the environment mainly through littering. Of this, about 890 t of plastic debris are collected through public/municipal cleaning measures (e.g. street cleaning) and around 200 t through voluntary clean-up events. About 170 t of MaP remain in the fluvial (30 t) and riparian environment (140 t) each year. Households (62 wt%), inland navigation (17 wt%) and the construction sector (12 wt%) could be identified as relevant sources of pollution.

Acknowledgement
Tid(y)Up is co-funded by the EU under the Danube Transnational Programme of the ERDF and supported by the Federal Ministry for Climate Protection, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology (BMK), the Federal Ministry of Agriculture, Regions and Tourism (BMLRT) and by viadonau as associated partners.

Basics to Charge Extended Producer Responsibility of Littering Collection Costs

M. Wellacher[1]
[1)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria

By enacting the Single-Use-Plastic Directive 2019/904 the European Union shifts the responsibilities for collection and disposal of certain single use plastic products (SUP) to the producers. Littering-studies are limited and their different analysis methods complicate the comparison of their results. To calculate the relevant costs for littering collection it is essential to know the time demand to collect one piece of waste. The task of the present project is to create a methodical basis for charging the extended producer responsibility (EPR) of littering collection costs to the producer representatives. Relevant coefficients to calculate ERP-cost reimbursement are the number of particles, the production time as well as the costs for collection, transport and disposal.

Examinations were performed at the Augarten-playground in Graz, Austria. Sampling took place on three chosen days in May and June 2022 by employees of the City of Graz applying their common procedure. In total about 2.5 kg and 1,200 pieces were analysed.

Results show a considerable difference between the relation of sorted groups according to the number of pieces in contrast to the relation on the weight basis. The relation of ERP-relevant SUP-pieces to the total littering waste accounts to 51 % on piece basis and 23 % on weight basis. The share of non-SUP packaging material of the total littering waste was 5 %. The collection time was 5,2 s per piece and 2,4 s per Gramm. The share of cigarette butts of all ERP-relevant SUP-pieces accounts to 42 % on piece basis whereas 17 % on weight basis.

The projection to all playgrounds of Graz results in 1,800 working hours for the littering collection per year for all ERP-relevant SUP-groups. Thus 5 t of ERP-relevant SUP-waste shall be produced per year. The estimated effort for the municipality accounts to 60,000 €.

Summerising the results this small study shows considerable differences to actually discussed littering figures in Austria.

Municipalities are recommended to undertake measures in its own sector towards those responsible for the ERP-costs as well as to the citizens. In its own sector it is recommended to create a sound data basis of the relevant littering expenses. In this way the calculation of related costs becomes realistic and transparent. This is possible with acceptable expense and shall be covered by the ERP-cost reimbursement. Towards those responsible for the ERP-costs measures shall be the settlement on realistic and transparent methods, the proposal of differentiated ERP-cost reimbursements and the examination of presented data material. Towards the citizen there are various measures recommended in the literature: publishing praise and blame for citizens' littering behaviour, the check of local producers' if there are free riders on the expense of the public budget, the implementation of psychological measures such as nudging etc.

Examination of the processing of end - of - life railway towing vehicles.

M. Dojcsák[1], S. Nagy[2] & T. Csiszár[3]
[1)] University of Miskolc, Faculty of Earth Science & Engineering, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary
[2)] University of Miskolc, Faculty of Earth Science & Engineering, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary
[3)] Alcufer Kft, Professional and commercial director, Győr, Hungary

In the spirit of the circular economy, in addition to avoiding the generation of waste, the processing and utilization of the generated waste as fully as possible plays an important role, this is especially true in the case of railway towing vehicles with a complex structure and a large mass. Significant railway vehicle purchases are taking place and are planned soon in Hunga-ry, in addition to scrapping the vacated vehicles Large-scale developments can also be seen on the railway network, several lines have been electrified or will be elecrtrified. The result of these processes is the expected large-scale scrapping and dismantling of certain types of lo-comotives. One of the locomotives which involved in the demolition tests was a diesel-hydraulic locomotive and an electric locomotive. The demolition began with the removal of the units considered dangerous, followed by the dismantling of the frame structure, the interi-or units, and then the chassis and bogies. In the case of larger units smaller sample pieces were cut out and the mass and composition of the larger units were estimated based on their weight and main parameters. Finally, the theoretical maximum value of the locomotives was estimated based on the current values of the London Metal Exchange and those examined in 2019 and in 2022.

Within the framework of the OPTISOL project, under the leadership of Alcufer Ltd., with the participation of the University of Miskolc, we examined the composition and disassembly of commercial vehicles. Based on this, in cooperation with Alcufer Ltd., the tests were extended to two locomotives. whose purpose was to have a suitable description proposal for the dis-mantling of the locomotives before the start of the mass scrapping, as well as to be able to give a preliminary estimate, if necessary, of the types and expected quantity of secondary raw materials from the dismantling of the towing vehicles, all of this to facilitate the preliminary calculations of the waste processing companies, on the basis of which the value and quantity of railway vehicles and the types of materials resulting from their demolition.

In terms of the material composition of the 438 series diesel locomotive during the demolition tests and the valuation, it contains more than 97% iron, approximately 1% aluminum and 0.5% copper, thus the theoretical maximum value of the locomotive today $41,635. In con-trast, in the case of the 431 series electric locomotive, more than 94% resistance was found with approximately 0.8% aluminum and more than 4% copper, which represents a theoretical maximum value of $90,577. In the case of the towing vehicles presented in Chapter 3, it was observed that 50% of the total stock was taken out of maintenance by 2021 for certain types of locomotives, such as the examined 438 series. These figures also prove that the topic could not possibly be more current, because sooner or later, vehicles which are taken out of maintenance will be scrapped.

Action-related factors on residual waste composition and waste collection rates in Austria

P. Beigl[1] & A. Happenhofer[1]
[1)] Institute of Waste Management and Circularity (ABF-BOKU), Department of Water, Atmosphere and Environment, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Vienna, Austria

The aim of the research project "Development of a guideline for the implementation of residual waste sorting analyses", which was completed in 2017, was to obtain comparable data on mixed municipal waste throughout Austria in order to be able to implement targeted nationwide or regional waste management measures, especially in the area of collection infrastructure and public relations. The aim is to promote waste prevention and increase the share of waste fractions that can be collected separately and thus recycled. For the first time, a binding Austrian-wide methodology was defined in the guidelines, which fulfils waste management, waste technology and statistical criteria. Based on these guidelines, residual waste sorting analyses were carried out in all Austrian provinces in 2018/19 (Hauer 2020). Thus, for the first time in Austria, a nationwide uniform database for the municipal residual waste composition is available, which enables precise comparisons according to collection systems as well as demographic and settlement-structural, regional characteristics. A nationwide evaluation based on socio-economic characteristics at the municipal level and by season was published in 2020.
The core intention of the currently ongoing study on the 'Evaluation of influencing factors on residual waste composition and collection rates in Austria 2018/2019 for the development of an efficient analysis concept' is to take into account and intersect not only data on residual waste composition but also waste collection quantities of e.g. biogenic waste, waste paper, packaging waste, to include a differentiation according to property level (e.g. container volumes, collection intervals), at municipality level according to more than 50 influencing factors and to analyse them statistically. The evaluation of waste management influencing factors aims at transferring empirical values for measures within regions with similar settlement structure and waste management design (e.g. collection system) according to the basic intention of benchmarking ("learning from the best") and estimating their effect. Possible influencing factors are to be defined on the basis of relevant research questions for all waste streams in order to derive regionally specific collection potentials for waste.
The article contains a presentation of the data basis, methodology and analysis concept. At the time of this publication, only preliminary results are available for the current project, which underpin the importance of urban-rural strata and tourism for residual waste fractions and waste potentials (Beigl 2020), emphasise the relevance of container volumes provided and collection intervals on, above all, separate collection, and show the quantitative relevance of commercial waste for individual fractions. Final results will be presented at the conference.

CircularGraz – Status Quo measures for fulfilling the EU recycling targets in Graz

A. Loidl[1], M. Wellacher[2], K. Münzer[1], M. Ortner[1], C. Lindmayr[3] & V. Königshofer[3]
[1)] Holding Graz - Kommunale Dienstleistungen GmbH, Waste Management Division, Graz, Austria
[2)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria
[3)] City of Graz, Department for Waste Management Controlling, Graz, Austria

The EU Waste Framework Directive 2018 defines recycling targets for municipal waste: 55% by 2025 and 60% by 2030. The aim of the Circular Graz project was to evaluate the current separation and recycling rates for municipal waste in the Municipality of Graz and to define measures to achieve these EU targets.

For this purpose, the municipal waste streams were clustered into waste groups and the separation, recyclate and recycling rates were calculated for the year 2019/20. The term “recyclate quota” refers to the separately collected quantity and was defined for a clear differentiation to the term “recycling quota”. In addition, a forecast of possible scenarios in 2030 was calculated: business-as-usual and another scenario with ambitious goals for changing individual separation quotas. In this context, the development over the past five years was considered and discussed.

Regarding the measures required to achieve the EU targets, the following types of waste were prioritized: biogenic waste before paper waste and glass waste and subsequently untreated waste wood, plastic waste and WEEE (waste electrical and electronic equipment).

In order to achieve the clearly ambitious recycling goals, a group of experts developed 20 measures in the course of a series of workshops. The measures are divided thematically into the following packages: biogenic waste, recyclable materials, WEEE and public relations with awareness-raising. Examples of the 20 measures are the construction of the "Resource Park Graz", the expansion of the organic waste processing plant in the Sturzgasse, the promotion of the separate collection of recyclable materials and the analysis of the composition of paper waste in residual waste.

Dynamic collection - learnings and potentials

J. Neumair[1], A. Opelt[2] & A. Arnberger[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Research and Development, Feldkirchen / Graz, Austria
[2)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Board of Directors, Feldkirchen / Graz, Austria

A functioning glass recycling system is of great importance, especially in turbulent times with countless influencing factors. Austria's glass recycling system is one of the best infrastructures set up for this purpose in the international arena. One success factor is the consistent improvement and further development of the process, not least through the use of intelligent computer-aided systems to optimize the underlying logistics. For companies, logistics optimization can reveal undreamt-of potential. Improved processes enable them to consolidate their position in the market and thus hold their own against the competition.

One solution that can be applied here in waste management is the Smart Collection Platform. The solution optimizes waste logistics for the emptying of waste collection points in both municipal and industrial environments. The Smart Collection Platform has been introduced in several pilot regions since 2020 in cooperation with the Graz-based company Sloc and has become a fixed component of the dispatching system. Evaluated results show that with such a system the collection of recyclables can be made more sustainable and efficient. The pilot tests carried out showed that the economic and ecological goals to be achieved by implementing a described system depend strongly on the individual components and how they interact with each other. In the considered area efficiency increases of 15% in glass collection were possible through the use of a smart solution. With regard to the economic balance of the system, it has been shown that a full expansion of sensor technology makes sense in very few cases. Rather, alternative, cost-effective data sources, coupled with an appropriately set-up infrastructure, can save a large part of the sensor technology, which can be directly translated into a positive economic assessment of the system described.

Optimized municipal collection of waste of electrical and electronic equipment, lithium-ion batteries and goods for reuse

M. Stadelmeyer[1] & W.P. Bauer[2]
[1)] Landratsamt Aichach-Friedberg, Kommunale Abfallwirtschaft, Aichach, Germany
[2)] ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München, Germany

The idea of accepting electrical appliances in a covered area at an acceptance table and rescuing those items which are in good condition from the waste stream and therefore preserving them for reuse was realized in the Dasing model project. All those involved in the district of Aichach-Friedberg, from politicians to the press, from the employees to the visitors of the recycling centers, are familiar with the matter and more than satisfied with the implementation. Within the framework of a cooperation with a local second-hand store, the selection of items taken from the garbage is optimized and the sale is ensured.

Assessing the Raw Material Availability in the Circular Economy of Lithium-Ion Traction Batteries

M. Nippraschk[1], R. Dauer[1], D. Goldmann[1] & C. Minke[1]
[1)] TU Clausthal, Institute of Mineral and Waste Processing, Recycling and Circular Economy Systems, Clausthal, Germany

Political efforts at the federal and European level are directed against climate change. Industries with high pollutant emissions are coming under increasing regulatory pressure due to stricter provisions in legislation. These regulations are a major driver for the increasing degree of electrification in the vehicle market.
The continuous increase in the market share of electrified vehicles is creating new challenges for society. Securing the raw material value chains for battery production materials such as cobalt, lithium, manganese, and nickel, is therefore a major challenge - be it for politics, the economy, but also for the user of electric vehicles. It is necessary for decision makers to be able to make well-founded decisions based on dynamic material flow models.
To generate such a decision support, a great interest arises in measuring and evaluating the availability of raw materials used in LIBs and deriving the resulting actions for the downstream CE strategies. System dynamic models can calculate the time-varying raw material requirements and the dependent raw material availability with respect to the vehicle returns. For this purpose, multi-period models are simulated and analyzed using the System Dynamic approach. The simulation model presented, simulates, calculates, analyzes, and evaluates the raw material requirements and availability for Europe, taking into ac-count various influencing factors such as scenarios, technology roadmaps, battery technologies, vehicle classes or powertrains up to the year 2050.
Based on the System Dynamic model presented, together with its large number of different parameters and data, it is possible to simulate and calculate the raw material requirements and the raw material availability of LIBs for the European market up to the year 2050.

From the results, the following seven important findings can be summarized:

- Raw materials are tied up in the market during use.
- Secondary raw material availability depends on vehicle and battery system lifetime.
- The current exponential increase in vehicle sales is followed by a corresponding time-delayed return flow of vehicles.
- The chemical composition of cell chemistries can vary widely in vehicle projects and the availability of new technologies can trigger huge shifts in the qualitative and quantitative raw material demand and return flow.
- Raw material availability can be briefly reduced by the development of more aging-stable chemical compositions.
- Secondary raw material availability according to automotive EOLs can only cover demand if the respective raw material demand stagnates long enough, e.g., by reaching market saturation or general reduction of mass fractions of individual elements and
- For the metals nickel and manganese, no bottlenecks are expected, while for cobalt and lithium there may be bottlenecks both in reserves and in current world annual production

Despite the limitations which will be addressed, this model provides a comprehensive basis for evaluating the availability of metallic raw materials in the Circular Economy of LIBs. The predicted development shows that the strategies are of great relevance for the future geopolitical, economic, ecological, and social development of the EU27, EFTA and UK and that the individual effects need to be further investigated in the context of electromobility.

Limits of separate collection of waste

W. Rogalski[1]
[1)] City of Vienna, Municipal Department 48 Waste Management, Vienna, Austria

The separate collection of waste presumes to be a precondition of recycling. In the matter of fact is this an unpaid work of the citizens in the meaning of currying out of subjects and obligations, which belong to the public sector. This kind of activities were as long necessary as there were no Technique being able to provide a mechanical separation of mixed waste. Today the separation technique is widely developed. At the same time, the citizens are not able to take actively part on the separate collection, this especially in big cities. This contribution shows on example of the City of Vienna which other solutions could be possible. The following contribution indicates also important changes of the European waste strategy, so that the separate collection does not remain an activity for itself but for all that still correspondents with the current law.

As in Vienna in 1981, the Rinter Company took the operation for a very short period; the separation technique was not just yet developed. Hence, the main purpose of this facility could not be fulfilled. The bankrupt of the Rinter-Company was coevally the hour of birth of the separate collection of waste in Vienna.
Supported by the since, especially by Prof. Gerhard Vogel and his team the theory of waste-entropy was created.
Was has been changed since those days?
Is this theory still valid?
Of course, thermodynamics are still in force.
The measure of disorder entropy is the work, which is necessary to return to the primary state.
It can be either mechanical work or cognitive work.
Thanks the last one, the separation technique is now so far, thus, the backset is nowadays possible.

In the following chapters, the ascertained waste types are concerned, which do not have to be collected separately to be able to be recycled afterwards.

The main conclusion is however, that the separate collection must not be seen as purpose for itself.
The separate collection (made unpaid by the citizens) should be implemented only if the quality recycling is not possible without it.

Gamechanger biowaste? Composition, influencing factors and potentials

A. Happenhofer[1], P. Beigl[1], C. Zafiu[1], E. Binner[1] & R. Ottner[1]
[1)] Institute of Waste Management (ABF-BOKU), Department of Water, Atmosphere and Environment, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Vienna, Austria

The EU requires that 65 % of municipal waste must be either recycled or prepared for reuse by 2035 (Europäische Kommission 2018). With an average share of 34 %, biowaste is the largest single fraction of municipal waste in the EU (EEA 2020) and will therefore play a decisive role in achieving the EU waste management targets in the coming years. In Austria, too, the amount of separately collected biowaste is to be increased significantly through appropriate measures (BMKUEIT 2021). On the one hand, the still high share of biogenic waste in residual waste of about 33 % (Beigl 2020) is to be reduced and, on the other hand, the collection quantities for biological treatment are to be increased. The quality of the collected waste is also decisive for the quality of the end product, which can be either high-quality compost or biogas or digestate. Knowledge of the composition of biowaste through standardised sorting analyses is essential, in order to subsequently identify skimming potentials in collection and then to be able to increase collection rates accordingly through targeted measures.
In the present work, analyses were carried out in two Upper Austrian cities to determine the proportion of contaminants and food waste (including the differentiation into avoidable and non-avoidable food waste) in the municipal bio-waste collection system. In addition, subsamples of plastic bags were analysed to determine the proportion of biodegradable plastics as well as the polymer types of conventional plastics in the biowaste. The results of these orienting analyses show that overall there is an average contaminant content of approx. 3.2 mass-% and the proportion of avoidable food waste is approx. 33 mass-%, which indicates a considerable avoidance potential. A more in-depth analysis of the plastic bags showed that the share of biodegradable plastic bags accounts for 36 mass-% of the total plastic bags. About 51 % by mass consisted of PE and another 13 % by mass of other plastic polymers, such as PET or PVC.
Based on these results, a methodology was developed to provide a practicable, scientifically sound procedure for the (manual) analysis of biowaste, which is to be used in the form of a guideline for future analyses in Austria (Beigl et al. 2020). In order to not only depict the status quo, but also to be able to point out options for the future, factors that have a significant influence on the generation and composition of separately collected municipal biogenic waste are also to be discussed and evaluated in the course of the present study and other current works (Beigl 2020, Beigl & Happenhofer 2022). On the one hand, socio-economic factors, such as household size or building structure, but also factors that can be influenced directly by waste management, such as the type and size of the collection container or the choice of emptying interval, are to be examined more closely. Based on the currently available data on biogenic waste streams, the theoretically still exploitable biowaste potential in Austria is to be mapped, differentiated according to various influencing factors.

Improving the collection quality of biogenic waste

J. Adam[1] & M. Wellacher[2]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria

Plastics in biogenic waste are increasingly endangering the recycling of biogenic waste into high-quality compost. In addition to increasing transfer costs from the municipalities to the composting plant operators, there are also rejections of excessively contaminated batches. The majority of the impurities found by manual sorting (approx. 86%) are plastics. Measurements taken at different times during the same collection rounds show strong fluctuations with regard to the contaminant load. Changes in the breakdown of the total contaminant content into contaminant groups were also found. With the new Compost Ordinance from 1.1.2023, a limit value for the contaminant content of delivered biogenic waste is to be defined. In the DeSort project, a counting method was developed with which a statement can be made about the contaminant concentration by quickly recording the number of visible contaminants in relation to the bulk volume. Individual tested measures for behavioural change in the generation of biogenic waste showed that the personal distribution of paper bags as pre-collection aids leads to a sustainable positive change in the misthrow behaviour of citizens.

Pilot Projects Smart Waste, Smart Waste+ and IT-based Waste Management System – Ministry of Defence as Role Model

R. Fritzenwallner[1], G. Siller[2] & O. Monod-Roider[3]
[1)] Ministry of Defense, Dion6/Appl/BauW, Wals, Austria
[2)] Ministry of Defense, Dion7/BetrMngt&Contr/UMW, Wals, Austria
[3)] Ministry of Defense, Dion6/Appl/BauW, Wals, Austria

The Austrian Armed Forces (AAF) contribute actively through the two pilot projects Smart Waste and Smart Waste+ to the European Green Deal (EGD) and to the Circular Economy Action Plan (CEAP) agendas. More specifically, the AAF is benchmarking the food waste produced at its dining facilities and is controlling other waste segments using an IT-based waste management system. For both projects, this system is based on the encrypted Long Range Wide Area Network (LoRaWAN), which has been in worldwide development since 2015.
Smart Waste seeks to control and reduce food waste, and by extension on reducing the impact of food waste on and achieving more efficient uses of natural resources, soil, water, and air. It delivers reductions in food costs for AAF facilities, and by extension will also cut costs per menu. Smart Waste is connected to existing AAF IT-systems covering food management, cash systems, the Internet of Things (IoT), as well as sensors and actors in the LoRaWAN ecosystem. Smart Waste generates an economic of around 15% reduction per year of running costs for food production and removal of food waste.
Smart Waste+ handles all other waste segments produced throughout AAF facilities, such as the removal of waste bins from offices and setting up waste collection bins in hallways. Furthermore, Smart Waste+ integrates data from IoT and enterprise resource planning (ERP) systems of the waste management firms partnered with the AAF. All IT-services are developed and realised as on-premise solutions compliant with high security arrangements and requirements for governmental institutions.
On the one hand, the aim of Smart Waste is to generate economic benefits in the shape of direct cost savings to the AAF; on the other hand, Smart Waste+ is meant to serve as a role model for reducing waste management and recovering valuable materials within other Austrian government organisations. The implemented IT-based waste management system is going to be the keystone for benchmarking and influencing the waste management in all AAF facilities. Furthermore, the AAF will publicly announce the integrated interface standards for further use, which it established with waste disposal firms (e.g. transport data). The higher efficiency in waste management thus contributes significantly to the EGD agenda. The AAF are able to show their direct input within the European and Austrian circular economy and it will build a flexible waste disposal logistics, in accordance with national laws. With these pilot projects, the AAF are the role model within Austrian governmental institutions and the spearhead of the EGD and CEAP policy agendas.

Process Digitization in Waste Management – An Operational Way of Breaking the Cycle

T. Kraffczyk[1]
[1)] Meinhardt Städtereinigung GmbH & Co. KG, Board Member, Hofheim-Wallau, Germany

As heterogeneous materials, most waste streams are widely complex in composition, volume and source of generation. Adding processes as waste handling and treatment, the overall waste management cycle gets even more diverse. The Age of Digitization accelerates the need to merge material streams, techniques and operations in order to create process transparency, increase quality in products and optimize response time in processing. Within its complexity, digitization of waste management relies on three mayor factors: first budget, second target-oriented understanding of its value and third personnel who is professionally capable to implement it. Unfortunately, it is often within a company, that only one or two of these factors do coexist. Moreover in times where the largest innovation in Recycling 4.0 gets limited to the digitization of billing (accounting), digitization lies way below its potential. Big-Data, IoT, QR-codes and computing capacities are nowadays often named in connection with the recycling industry, but only naming them does not fulfil their purpose. This article and its presentation give an insight into the operational use of digitization in materials stream processing. It overviews challenges in transformation, provides existing examples of technical implementations and shows perspectives of a sustainable digitization process within the circular economy.

Sorting Plant of the Future – Perspective of a Plant Manufacturer

B. Küppers[1], A. Ludes[1], C. Nordmann[1], J.C. Hernandez Parrodi[1] & E. Pfund[1]
[1)] Stadler Anlagenbau GmbH, F&E/Sales, Altshausen / Bottrop, Germany

Recycling of plastics, especially of plastic packaging, has a crucial role in circular economy and sustainable development. Due to the heterogeneity and varying characteristics of waste, its sorting process is particularly challenging from a technological perspective. Foresighted conceptual design and adaptive plant control are of utmost importance when coping with fluctuations in the input material. Sensor-based monitoring of machinery and process flow allows for adaptive control of singular processing machinery as well as complex process chains within a sorting plant in near-real time. First results have shown that the flexible control of the process allows for more stable and high yields and/or product purities. To realize this approach suitable control parameters must be identified. Additionally, data regarding machinery and process must be reliable enough for steady process assessment. Possibly, automized plant control is not feasible for all applications but manual control through operating personnel can be based on recommended action from sensor data, e. g. in form of assessment diagrams. Ultimately the value of digitization is not mere data acquisition but using this data for process control and optimization, for quality control or using an input analysis for assessment of collection and customer behaviour regarding waste disposal.

OBOMa – a new Software for Optimizing the Operation of Waste-to-Energy plants

J. Fellner[1], S. Dworak[1] & T. Schwarzböck[2]
[1)] Vienna Institute for Resources and Waste (VIRWa), Vienna, Austria
[2)] TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

Despite circular economy initiatives (e.g. EU circular economy package) and ever-increasing recycling rates, Waste to Energy (WtE) plants will remain a major backbone of every sustainable waste management system. They allow the recovery of energy from mixed wastes whose recycling is not feasible from an economic or ecological point of view. At global scale, it is estimated that at present more than 350 Mio. tons of waste are thermally utilized.
In comparison to conventional thermal power plants (fuelled with gas, oil or coal), the operation of Waste to Energy plants is challenged by the heterogeneous nature of waste. In particular, short-term variations in the waste feed composition may lead to reduced energy (steam) production, increased gaseous emissions, higher auxiliary fuel demand and lower energy efficiency. At present, operators of WtE are trying to compensate temporal variations in the waste feed composition by randomly mixing the received waste in the storage bunker prior combustion. Recent analysis of the authors indicates however, that this random mixing might in many cases not be sufficient to supply the plants with a sufficiently homogenous feed composition. Hence, a tool (software) was developed with allows the operator of WtE plants to instantly analyse the composition (incl. its variation) of the combusted waste. The tool uses different operating data (mainly data about the flue gas composition) to calculate the waste composition and its temporal variation. The latter can subsequently be utilized by the crane operator to control the mixing of the waste in the bunker prior combustion.
The present paper contains besides methodological information also real data of different Waste to Energy plants in Austria. Based on the analyses conducted, it is demonstrated that for an average sized WtE plant (annual waste throughput of 200,000 tons), additional revenues (incl. reduced costs for auxiliary fuels) of more than 400,000 € per year might be generated by controlled mixing of the waste.

A new approach to optimized use of RDF in cement works

F. Frühauf[1] & J. Secklehner[2]
[1)] ANDRITZ AG, Paper, Fiber and Recycling, Graz, Austria
[2)] Altstoff Recycling Austria AG (ARA), ARAPlus, Vienna, Austria

Ambitious recycling goals, the EU package for circular economy related to the European Green Deal, new legal requirements in Austria, and more and more common recycling plants based on chemical processes in Europe call for innovative approaches for an optimized use of plastic waste as refuse-derived fuel (RDF) material.
Altstoff Recycling Austria AG (ARA) and the international technology group ANDRITZ focus on such a promising approach. In spring 2022, they signed a cooperation agreement to launch special RDF processing technology for the cement industry on the market. Based on this cooperation, ARA and ANDRITZ have been aiming at a significant increase in RDF utilization rates and a considerable reduction in carbon emissions from incineration plants in cement works.
The centerpiece of the innovative solution is a specially adapted ANDRITZ ADuro F shredder, which grinds pre-shredded plastic waste to very fine particle sizes and produces a new ARA product called “MKF Prime”, a CO_2-optimized RDF material with very high calorific value.
The feasibility of this new solution has been proven in joint trials in the ART Center (ANDRITZ Recycling Technology Center) near Graz, Austria. Trials with 100% mixed plastic and with an input mixture of mixed plastics and waste wood have shown very promising results.

Digi-Cycle: Every input has an impact

M. Heigl[1] & F. Badura[1]
[1)] Digi-Cycle GmbH, Managing Director, Vienna, Austria

While Austria has already reached the quotas of the EU circular economy package that will be binding from 2025 for many packaging materials, considerable efforts are still required in the area of plastics packaging. The recycling rate for all plastic packaging must be doubled by 2025, from the current 25 % to 50 %. In public perception, one-way beverage packaging is often referred to as the main field of action, which is also reflected politically in the mandatory deposit system on this packaging that was decided in October 2021. It is often neglected that plastic beverage bottles only make up around 1/6 of the total amount of plastic packaging. Even if a deposit in this subsegment can certainly make a positive contribution to increasing the collection rate (from over 70 % today) to the 90 % required by 2029, this measure by itself will not be enough to achieve the general plastic recycling targets.

While reaching the EU targets will also require enhancements with regard to sorting depth and the efficiency of the recovery process of sorted materials, the most obvious lever to reaching the overall plastics target is an increase in the collection rates of plastic packaging items. While most people consider waste separation and the contribution to climate protection to be very important, the correct implementation (especially for those under 30 years old) often remains a challenge.

The reasons why people today do not correctly separate their waste are manyfold and range from insufficient infrastructure, laziness, too little information on correct waste separation and prejudices about the need to even separately collect, based on the assumption that there is a lack of effective recycling facilities (“everything is incinerated”).

On the other hand, there are several factors that support good waste separation: the basis for this is a well-functioning infrastructure, but also sufficient information about waste separation, including an understanding of why it is necessary, or more information about what happens with the waste afterwards and targeted incentives.

A pilot project carried out in 2021 by the two companies, Saubermacher AG and Altstoff Recycling Austria AG, has shown that targeted incentives can support the separate collection of plastic packaging. By scanning a unique code on the packaging and a code on the appropriate waste container using an app, attendees were able to collect points that they could exchange for goods at local retailers. In the course of the project, the proportion of plastic bottles incorrectly disposed of in the residual waste fell by around 22 % by mass. Based on the outcome the app has been developed further to support consumers in the planned changes to the recycling system in Austria. In the first step with a recycling guide: By scanning the EAN code on packaging, specific separation information is displayed depending on the region and nearest collection points. In a subsequent step, environmentally friendly behaviour is rewarded with targeted benefits for recycling campaigns with the aim to educate the consumers and to increase separate collection rates.

Customer Orientation through Digitization & Sustainability - Field Reports from Municipal Operations

H.-J. Dornbusch[1]
[1)] INFA – Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH, managing director, Ahlen, Germany

For many years, the German waste management and city cleaning industry focused purely on economic objectives. Cleaning and waste collection routes were planned ever more efficiently with the aim of reducing costs.

In recent years, more far-reaching aspects such as the quality of service provision, individualization and demand-orientation of the offer/service as well as the topics of climate change and digitalization have increasingly moved into the focus of the companies and, in the broadest sense, draw the bracket around the well-known sustainability topics of economy, ecology and social issues. Along with the influences of the megatrends defined by futurologists and the aforementioned aspects, which can be derived and are already discernible, the industry is showing an increasing focus on the wishes and needs of customers, described below by the synonym customer orientation.

This article provides concrete practical examples of increasing customer orientation;

- New service offerings through digitization (e.g., information/reminder apps, reporting apps for illegal waste, 24/7 online form for bulky waste collection applications, customer portals, etc.).
- More demand-oriented service offerings (e.g., optional bookable full-service waste collection, demand-oriented emptying request via app, 24/7 recycling center for registered customers).
- Climate-neutral offers (by means of climate-neutral vehicles, etc.)
- Single-source management responsibility for the city's waste management services

Dare to be more customer-oriented, certainly a high bar for many companies in the waste management and city cleaning industry.

From the point of view of INFA GmbH, there is currently a clear reorientation of the companies in the sector towards customer orientation. Many companies are taking on the challenge of change and developing new offers for customers in their city. An interesting selection of examples from our point of view is given in this article.

We remain curious as to how customer orientation will continue to develop as a result of further developments through automation, the use of AI (artificial intelligence), the use of autonomous devices and vehicles, alternative drives, etc.

XRT for sorting of waste printed circuit boards for recycling using machine learning

M. Firsching[1], S. Rüger[1], W. Benner[2], M. Vogelgesang[2], J. Leisner[1] & A. Ennen[1]
[1)] Fraunhofer IIS, Fraunhofer Institute for Integrated Circuits IIS, Division Development Center for X-Ray Technology EZRT, Fürth, Germany
[2)] Fraunhofer IWKS, Fraunhofer Research Institution for Materials Recycling and Ressource Strategies, Alzenau, Germany

In recycling of waste printed circuit boards (WPCBs) the value of complete WPCBs can currently only be roughly estimated before the actual metallurgical recovery. In particular, the value of a larger batch can only be extrapolated based on a few random samples and visual inspection by human experts, which is time-consuming and error-prone.
We present an approach for automatic value determination of WPCBs based on dual energy X-ray transmission (DE-XRT) images. One advantage of using XRT as imaging technique compared to others such as visual or NIR imaging, is XRT showing the components on a WPCB regardless of its orientation, i.e. it can detect the components on the front and back sides simultaneously. In addition, XRT is a more robust imaging technique when it comes to application in dirty or dusty environments. For the automated value determination of printed circuit boards, the data is pre-processed and fed into a deep neural network that detects components such as ICs (integrated circuits), BGAs/PGAs (ball grid/pin grid arrays), TCs (tantalum capacitors), and connectors. Further the detection results are the basis for calculation of the value of a WPCB using a mathematical model based on characteristics such as component type and size. For the parametrization of the mathematical model the element contents of each component is chemically analyzed of a representative sample set for all component classes. This approach allows a flexibly adaptation of the model to the user's requirements.
The deep neural network achieves scores on the harmonic mean of recall and precision for the component classes IC, TC, connector and BGA/PGA are 82 %, 77 %, 65 % and 84 %.

Sensor-based characterization of construction and demolition waste at high occupancy densities using Deep Learning

F. Kronenwett[1], G. Maier[1], N. Leiss[2], R. Gruna[1], V. Thome[2] & T. Längle[1]
[1)] Fraunhofer IOSB, Institute of Optronics, System Technologies and Image Exploitation, Karlsruhe, Germany
[2)] Fraunhofer IBP, Institute for Building Physics, Holzkirchen, Germany

Reliable characterization of construction and demolition waste is the basis for sensor-based material flow monitoring and bulk material sorting. It is becoming increasingly relevant due to the possibility of reducing costs in the production of construction materials, scarcity of resources and growing environmental awareness. Indirect sorting methods, such as sensor-based bulk material sorting, are nowadays considered a key technology for the circular economy. Individual construction waste objects differ significantly in appearance and shape. In images with high material throughput, overlap of densely packed instances occurs. At very high occupancy densities, classical algorithms increasingly encounter problems separating object instances due to increasing particle overlaps. Modern Deep Learning approaches offer the possibility to detect and classify single construction waste objects despite high occupancy densities and occurring overlaps of object instances. Deep learning methods require numerous labeled training data in the form of annotated images to learn high-dimensional features. This process is often performed manually and is therefore very time-consuming and cost-intensive, especially for many small object instances. Synthetically generated datasets whose images are composed of individual objects have the potential to automate this process and significantly increase the number of training data as well as the variability of the images. Using color images of brick and sand-lime brick particles, different deep learning architectures for object detection (Faster R-CNN, YOLOv3, SSD) are investigated for their suitability for specific use in construction waste characterization. The focus of the investigations is the detection performance with increasing particle overlap due to different occupancy densities. Synthetic images are generated for training to avoid costly annotation. Different models are trained and evaluated on synthetic data of different occupancy densities. The detection performance of the different models is compared and requirements for the training data are presented. The subsequent transfer and test on real images show the general suitability of the methods as well as the advantages and disadvantages of the respective architectures.

Closing material cycles by separating copper alloys using X-ray fluorescence sorting systems

M. Koelking[1], S. Heinrichs[2], M. van der Fels[2], N. Schmalbein[2] & S. Flamme[1]
[1)] FH Muenster, Institute for Infrastructure•Water•Resources•Environment, Muenster, Germany
[2)] Steinert GmbH, Cologne, Germany

Rising raw material and energy prices, export dependencies and supply risks lead to a need for more efficient resource use. With the rapid expansion of renewable energy and e-mobility, copper and copper alloy scrap become an important source of raw material for the metal-producing industry. Unsorted copper scrap is predominantly recycled in a copper smelter.
The metallurgical recovery of pure copper and its alloying elements is an energy-intensive, multi-stage smelting and refining process. If, however, the scrap is sorted by alloy type, it can be remelted with significantly lower energy and material consumption. This results in less metal losses, saves resources and minimises CO_2 emissions and melting costs.
So far, the only practical solution of scrap separation by alloy type (brass, leaded brass, red brass, aluminum bronze etc.) is manual sorting with handheld spectrometers. Hence, each scrap piece needs to be analysed individually, a process which is only economically reasonable for large and relatively homogenous scrap. Consequently, many mixed material streams still end up in a copper smelter despite the unused recycling potential. An automatic sorting process with X-ray fluorescence technology is a promising technological alternative for this problem. However, the potential of this technology has not yet been fully exploited, especially in the sorting of more complex copper alloys such as aluminum bronzes, which often contain a wide variety of alloying elements.
Against this background, the recovery of specified alloy groups was tested on a pretreated mixture of copper and copper alloy scrap (10–32 mm), using an X-ray fluorescence sorting system (chute system). First, the system was trained to identify the different alloy types more precisely. In subsequent large-scale tests, a sample of four tons was processed in several sorting steps.
The results presented in this article show that the common main alloy groups could be enriched in the sorting products with high purity.

Pushing the limits of refractory recycling by advanced laser characterisation

A. Leitner[1], S. Königshofer[1], St. Heid[1], V. Mörkens[2] & J. Makowe[2]
[1)] RHI Magensita GmbH, Technology Center Leoben, Austria
[2)] LSA GmbH, Aachen, Germany

Extensive recycling of spent refractory bricks is extremely challenging due to the manifold of used products in tailor-made linings for various industries where refractories must withstand extremely harsh conditions. Consequently, refractory bricks undergo intensive material alteration as they are exposed to high temperatures under the presence of aggressive chemical process media and adjacent lining materials. Further considering the dusty environment it becomes evident, that sorting of break-out material is challenging considering currently commercially available sensor-based sorting solutions. The present paper outlines the general challenges of refractory recycling and sensor-based refractory sorting and especially focuses on the characterisation of different types of refractory products with a LIBS spectrometer based on the recorded material chemistry.

Detect and sort plastics and other materials simultaneously by fluorescence tracer, NIR and artificial intelligence

J. Moesslein[1], A. Treick[1] & L. Watschke[1]
[1)] Polysecure GmbH, Freiburg, Germany

The European Plastics Strategy targets the use of 10 million tonnes of recycled plastics in 2025. However, in 2020, out of a total of 29.5 million tonnes of European plastic waste collected, about 10.2 million tonnes were sorted for recycling, out of which only about 4.6 million tonnes of recyclates were produced and used in Europe. Apparently, the existing waste sorting technologies do not achieve the quantities or qualities needed to produce more usable recyclates by CO_2-efficient mechanical recycling. This problem is addressed by the new innovative sorting technology of Polysecure GmbH. It allows considerably more plastic waste (e.g. food packaging, PET trays, multi-materials, technical plastics) or other materials to be identified correctly and sorted precisely into numerous fractions. At the heart of the technology, there are three key innovations:

- **Innovation of the combined detector for a complete and precise optical analysis**
  Polysecure develops and optimizes a new innovative detector together with Carl Zeiss AG that combines different measurement and analysis methods (NIR, color, fluorescence tracers, image (artificial intelligence, AI)) to provide a best possible and holistic detection result. Prospectively, the detector can be supplemented by further detection technologies (e.g. digital watermarks) and consequently results in a sorting method that is truly technology-open.
- **Innovation of single-step sorting as a scalable, efficient process**
  Technically, the combined detector is integrated into a single-step sorting process in which all objects are first singulated and then, in only one step, identified reliably and sorted mechanically in corresponding fractions. This results in a sorting process that is flexible, scalable and economical, even with numerous fractions.
- **Innovation of the Tracer-Based-Sorting (TBS) process for sorting into definable fractions**
  The TBS process patented by Polysecure is based on the use of fluorescence additives (Tracers) which represent an additional sorting property. They can be used as a flexible tool to allow defined fractions, closed-loops and very high detection and purity rates.

By linking the three innovations, the new sorting technology overcomes the process-related deficits of the currently established cascaded NIR sorting process. Here, only one fraction is identified per NIR sorting stage, usually limited to the detection of the main polymer type and partly imprecise regarding the pneumatic ejection.
In contrast to this, the new sorting technology results in a holistic, reliable, precise and efficient solution for any sorting task (e.g. for objects from the packaging, automotive, textile or electrical industry) to significantly promote high-quality recycling.

Post-Consumer Plastic Foil Recycling – Development of a Fine Material Reduced Shredding Technology

S. Möllnitz[1] & S. Scheiflinger-Ehrenwerth[1]
[1)] Lindner-Recyclingtech GmbH, Product Management, Spittal/Drau, Austria

The shredder reduces the plastic waste to the correct particle size for the subsequent separation and sorting processes and is therefore an essential process step in the plastics recycling process chain. By choosing the right shredder setup, the productivity of the downstream aggregates and thus the output quality can be significantly influenced. Particularly in plastic film recycling, particle size and fine material content are important factors for sorting performance. Fine material may already be present in the input material in form of impurities and may also be produced during the shredding process. Fine material (grain size <50 mm) produced in the pre-shredding of post-consumer plastics can, for example, lead to dust formation, overloading of the downstream NIR sorting and thus quality losses in the output. For this reason, a screening step is usually carried out upstream to limit the grain size spectrum downwards. However, this also means material loss for recycling and thus additional costs for processing or disposal of the fine material. This is precisely where the following study comes in with the development of a fine material reduced shredding technology. As a practical example, this is presented at a plastic film recycling plant. The aim was to determine the generation of fine material with the currently used shredding technology and to significantly reduce it by using the new shredding technology set-up. Thus, two test series were carried out, samples of the shredded plastic films were taken and screening analyses were carried out. The result: With the new shredding set-up for plastic films, the proportion of fines <50 mm was reduced from 19% to 11%, thus increasing the plant's added value.

Improved separation of multi- and single-layer films using near-infrared spectroscopy

G. Koinig[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Österreich

The use of film packaging has enormous advantages through the combination of minimal use of materials to meet a wide range of requirements. Both producers and consumers have recognized these advantages, reflected in the use of more than 69,000 t of film packaging in Austria annually.

The material composition and low layer thickness, which make these films sensible in the first place, lead to complications in the conventional sorting process. The Multilayer Detection project developed methods to adapt existing near-infrared sorting units to allow a separation between single-layer and multi-layer films.

Through the adaptation for measurement in transflection, the use of machine learning algorithms, multivariate data analysis and methods for digital spectral improvement, the film-specific obstacles in near-infrared sorting can be overcome, and a mono-material pure fraction can be obtained and fed into the material cycle.

This reuse and the associated reduction in the thermally recovered fraction of film increases the recycling rate, improves the circular economy of plastics, and creates a value-adding source of raw materials from previously ignored recyclable materials.

ReWaste4.0 and ReWaste F: Development of an international standard for the recycling-index of SRF

R. Sarc[1] & S.A. Viczek[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair for Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Sustainability, regional and global waste issues, environmental and climate protection as well as recyclability and the use of quality-assured secondary raw materials and fuels in production processes are highly relevant on an international level. For this reason, in 2017, two scientific and eight company partners initiated the ambitious paradigm shift towards "Circular Economy 4.0" for non-hazardous, mixed municipal and commercial waste within the FFG-funded COMET K-Project "ReWaste4.0". ReWaste F - Recycling and Recovery of Waste for Future - is the consistent, high-quality R&D continuation for the period 2021 to 2025. The ReWaste F consortium consists of four scientific partners (Montanuniversität Leoben - consortium leader is the chair AVAW, FH Joanneum GmbH, Know-Center GmbH and Recendt GmbH) and 14 from industry (Andritz AG, Redwave GmbH, EVK DI Kerschhaggl GmbH, Green Tech Cluster Styria GmbH, IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Komptech GmbH, Lafarge Zementwerke GmbH, Mayer Recycling GmbH, Müllex-Umwelt-Säuberung GmbH, RecycleMe GmbH, Saubermacher Dienstleistungs AG, Siemens AG Austria, TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH). The scientific and economic relevance of the two projects arises mainly on three levels: Material level (material characterization on particle level with information on valuables and contaminants and development of material-specific databases), technology level (technical machine and process development) and digitization level (experimental as well as application-oriented collection, analysis and modeling of waste and machine data). Only the simultaneous connection of these three levels with partners along the entire value chain enables a networked industrialization and resource-optimized recycling economy in Austria and worldwide. A strategically important research topic that is positioned at the material level in ReWaste and also connects several partners along the value chain is the topic of recycling index (R-index) of solid recovered fuels (SRF) when used in the cement industry. When SRF is used in the cement industry, the process is often referred to as co-processing, a term that comprises industrial processes that simultaneously enable energy recovery and recycling (i.e., material recovery) of the mineral content of the fuel. This enables the replacement of both mineral resources and fossil fuels. Co-processing as simultaneous material and thermal, i.e. mixed recovery, is not yet considered in relation to the recycling targets (e.g., for municipal waste) according to the Circular Economy Package, but by 2028 - cf. Article 11 (7) of the amended Waste Framework Directive 2018 - the European Commission will review the targets and reassess whether this mixed recovery should be recognized. To determine the recyclable fraction (R-index) of SRF during co-processing, an analytical method to determine the ash composition was developed and validated in ReWaste4.0 and a formula to calculate this R-index was proposed. Currently (2022), this method and approaches are further discussed on an international level within ISO - International Organization for Standardization and a new standard named "Solid recovered fuels - Determination of the Recycling-Index for Co-Processing" is under development for this purpose.

Digitalisation of Refuse Sorting with Image Recognition and Time Series Analysis

H. Gursch[1], S. Körner[1], F. Thaler[2], G. Waltner[2], H. Ganster[3], A. Rinnhofer[3], Ch. Oberwinkler[4], R. Meisenbichler[4], H. Bischof[2] & R. Kern[1]
[1)] Know-Center GmbH, Knowledge Discovery, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Computer Graphics and Vision, Graz, Austria
[3)] JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, DIGITAL, Graz, Austria
[4)] Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

Recycling municipal solid refuse poses many challenges on the way towards a circular economy. Innovative technologies are required to increase recycling rates and treat municipal solid refuse. Many of today's sorting facilities are manually optimised by workers and therefore, require human interaction to react to changes in the refuse composition. The KI-Waste project researches new technologies and optimisations to increase the sorting quality and yield of municipal solid refuse; thus, providing solutions to increase the recycling rates. The vision of KI-Waste is to determine the composition of refuse streams on conveyor belts in a sorting facility and to combine this information with telemetry data of the sorting machines. Hence, the state and quality of the sorting process are monitored at key points in the facility, enabling long-term analysis, continuous adaptation and optimisation, increased automation of the sorting process, and providing new digital services.

KI-Waste concentrates its research on image capturing, image segmentation, and data analysis. The image capturing system consists of a four-channel multispectral line-scan camera, light-sectioning, and lighting mounted over a conveyor belt transporting refuse streams. The resulting 2D multispectral and 3D images are aligned so that each pixel has four colour values from the 2D camera and one depth value from the 3D geometric capturing. The image segmentation receives the aligned images and uses convolutional neural networks (CNNs) to segment each image pixel-wise into predefined refuse categories. These CNNs need a multitude of labelled training images to successfully learn how the pixels can be classified into the different refuse categories. Since the manual labelling of numerous training images of mixed-refuse is infeasible, images of pre-sorted, mono-material refuse are recorded, partially segmented and re-combined into synthetic mixed-refuse training images with known refuse labels. These synthetic images are then used to train an initial segmentation model in order to automatically generate foreground labels for all mono-material refuse images. This approach reduces the manual labelling effort to a few mono-material images for the initial segmentation model. The combination of the image capturing and segmentation describe the refuse composition on the conveyor belts and, together with the machine parameters and measurements, provides a full profile of the sorting plant operation. The data streams are temporally aligned, and the temporal resolution is unified so that various time series analyses with different complexities and impacts can be applied.

The tests and evaluation in KI-Waste show that 2D and 3D imaging is challenging due to stray light as well as dust and vibrations in refuse sorting. Nonetheless, multispectral imaging has great potential since the infrared spectrum offers additional information for image segmentation. Well-balanced training datasets covering all expected materials are still necessary to achieve good segmentation qualities. However, using synthetic training data created from mono-material refuse images reduces the manual labelling effort drastically while achieving respectable segmentation qualities. The results of the image segmentation aligned with the telemetry data of the sorting machinery to a common data set. This is the starting point for future applications like the profiling and optimisation of the sorting process with its coherences between machine parameters, refuse compositions and achieved sorting quality or quantity.

Innovative Sorting Approaches - Man and Machine in Waste Technology

V. Arzberger[1] & H. Pfeiffer[1]
[1)] Saubermacher Dienstleistungs AG, Department of Research and Development, Feldkirchen / Graz, Austria

The new EU waste directives for the recycling of plastics require a doubling of the recycling quota for plastics.

Using PET bottle sorting as an example, the three common sorting systems, manual sorting, robot sorting and pneumatic sorting, are presented.

Hand sorting is the easiest way to achieve a high sorting depth and purity. However, the high cost of manual sorting, labor concerns, and lack of interest in the labor market make it unlikely to be used in the plastics recycling market in the long term.

Due to the problems with the employment of sorting personnel, sorting machines are becoming more and more attractive, as there are now or at least in forseeable future equivalent machine solutions for most sorting tasks that could only be solved manually in the past.

In general, robotic sorting is the youngest technology, as AI analysis has only been able to deliver useful sorting results in recent years. However, it has the potential to completely replace hand sorting in the future, as it is versatile.

Pneumatic sorting is the most cost-effective form of sorting and can achieve high sort depth and purity through multi-sensor based detection. Future plant concepts will be based on this functionality and it will be possible to fulfill most sorting tasks in plastics recycling.

Tab. 1: Comparison of plastic sorting techniques

	Manual Sorting	**Sorting Robot**	**Pneumatic Sorter**
Haptic detection	yes	no	no
Optic detection	yes	yes	partially
NIR detection	no	partially	yes
AI Analysis	/	yes	partially
Throughput	-	- -	+ +
Cost per ton of product	- -	-	+ +
Potential for development	- -	+ +	+
Variability	+ +	+ -	- -

The AEROSELECTOR – Windsifting, ballistic separation and screening in just one unit

B. Strommer[1] & H. Tröbinger[2]
[1)] IFE Material Handling GmbH, Project Management - Sales, Waidhofen/Ybbs, Austria
[2)] IFE Material Handling GmbH, Global Sales Director, Waidhofen/Ybbs, Austria

Increasing quality demands from compost buyers and foreseeable legal tightening with regard to impurities in compost gave IFE Material Handling and its partner Hubert Seiringer the impulse to develop a new method for compost processing. The aim was to find an all-in-one processing line, on the one hand to produce compost of the highest quality and on the other hand to separate different types of impurities depending on their physical properties. The development of the new production line is based on the factors of environmental friendliness, high efficiency and the sense of ecological awareness. The ongoing war in Ukraine and the associated energy crisis are showing us once again how indispensable resource planning is for companies nowadays.

The solution of IFE is the AEROSELECTOR compost processing line, a system consisting of windsifting, magnetic and stone separation, combined with vibration and star screening. The separation of up to 6 fractions is carried out in a resource-saving manner thanks to electric drives only, level monitoring of the input material and proven processing technology.

The composting material is fed into a hopper with a wheel loader. The main function of the hopper is to ensure a constant rate of feeding. In addition, larger compost lumps and closed plastic bags are broken up by the discharge rotor. The hopper volume, which can be changed according to customer requirements, relieves the wheel loader for additional tasks at the composting site.
After the hopper discharge, ferrous materials are separated by a magnetic drum integrated in the head pulley of the conveyor belt. In addition, due to the inclined installation of the following conveyor belt, rollable impurities are separated.
The following fine compost screening is carried out by the IFE-Variomat with a cut point of 10/12 mm. A change of the screen mats can be carried out by one person without special equipment in a short amount of time. Due to the machine design and the PU screen mats used, high material acceleration and a self-cleaning effect can be achieved. This separates fine compost from other contaminants and screens out a maximum of finished compost. In addition, almost clogging-free screening can be guaranteed, even with raw compost at higher moisture level. As a result, a consistently high screening quality can be achieved.

A pilot system of the AEROSELECTOR production line went into operation in September 2021 on the composting site of Brantner Österreich GmbH in Langenlois (Austria). Input material is mainly organic waste from the surrounding area. A balance sheet was drawn up in April 2022, which confirms the high efficiency of this system.

The IFE-Variomat, using a 10/12 mm mesh size, screened 61 % finished compost from the raw compost, which is further used as organic compost or for the production of soil mixtures (organic lawn soil, raised bed soil, etc.). The main unit of the plant, the AEROSELECTOR, separated 3.6 % stones and 1.2 % plastic films. Only 0.2 % of the total input material remained as screen residue. The share of structured material, mainly wooden material between 12-150 mm, was measured at 34 %. This highly valuable material is returned to the composting process with minimal impurities and subsequently becomes high-quality compost.

The AEROSELECTOR brings not only ecological but also economic benefits. It is proven that diesel and disposal costs can be significantly reduced by using electrically powered machines instead. In addition, the amount of contaminants has been reduced and simultaneously the amount of fine compost has been increased.

Digital Material Flow Characterization and Data Alignment in Mechanical Waste Treatment Plants

L. Kandlbauer[1], K. Khodier[1] & R. Sarc[1]
[1)] Montanuniverstitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Digital material flow monitoring is one of the essential pillars for monitoring, analyzing, evaluating, and optimizing the operation of mechanical waste treatment plants, particularly for time-resolved plant models and dynamic material-adaptive process control. This paper addresses open research questions on data acquisition and data quality in material flow monitoring in treatment plants for mixed solid waste and the temporal alignment of such data. A series of pilot plant-scale and industrial-scale experiments and their first results are presented in the contribution. They focus on the validity of material composition data determined only on the surface of a bed on a conveyor belt and the suitability of RFID tracers for data alignment of material flow data.

Optimized sorting of light packaging waste through an intelligent material flow management

N. Kroell[1], X. Chen[1], C. Nordmann[2], B. Küppers[2], A. Feil[1] & K. Greiff[1]
[1)] Chair of Anthorpogenic Material Cycles, RWTH Aachen University, Aachen, Germany
[2)] STADLER Anlagenbau GmbH, Altshausen, Germany

Despite previous efforts, mechanical recycling of post-consumer plastic packaging waste shows considerable optimization potentials. High losses of recyclable materials occur in sorting plants as the first treatment stage; at the same time, poor sorting qualities are often criticized. A major reason for these deficits is assumed to be the combination of fluctuating material flow characteristics and static process parameterization. An intelligent material flow management promises to overcome these deficits, on the one hand by adaptive process parameterization and on the other hand by the reduction of such material flow fluctuations in advance. The present paper demonstrates how (i) material flows can be characterized by sensors even in the absence of material separation, (ii) corresponding sensor data can be used for automated assessment of sorting processes and derivation of transfer functions, and (iii) how material flow fluctuations can be reduced by equalization of volume flow fluctuations. Together, these developments can help improving the sorting performance of future-generation sorting plants and help to increase the amount of circulated plastics.

Implementation of sensor-based material flow monitoring in a plastic packaging sorting plant

S. Schloegl[1], J. Kamleitner[2], N. Kroell[3] & X. Chen[3]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Siemens Advanta Solutions GmbH, Vienna, Austria
[3)] RWTH Aachen University, Chair of Anthropogenic Material Cycles, Aachen, Germany

Monitoring technologies are an effective method for increasing the quantity and quality of the target fractions for recycling which are produced in plastic sorting plants. In this way, an improved and constant plant performance can be ensured. However, the high heterogeneity of lightweight packaging waste and the need for high throughputs for an economic plant operation hinder the implementation of such systems.

Within the project EsKorte possible scenarios of sensor-based material flow monitoring are investigated. The first results of an experimental setup with five external sensors (four near-infrared sensors, one volumetric flow sensor) in an Austrian lightweight packaging waste sorting plant show that the correlation of data from different internal and external sensors in the plant is feasible. In this context, the transport time between the measuring points and the necessary calibration of internal sensor data from sensor-based sorters have to be considered.

A basic model for the prediction of the PET stream quality was developed on the basis of sensor data at the beginning of the plant and some key plant parameters. This model was able to predict the material specific occupation density of the PET stream after the separation of impurities. This prediction needs to be further improved (MSE = 0.002, R^2 = 0.148). On the one hand longer prediction intervals will be tested (1 – 5 min instead of 5 s), on the other hand the results of other models, like „support vector machine“ or „partial least squares“, will be compared to the present model. When extended to include economic values, such a model also enables a comparison of different scenarios, such as throughput variations or different numbers of sorting personnel, thus ensuring not only high plant performance but also economic plant operation.

Effizienzsteigerung in der sensorgestützten Sortierung

K. Friedrich[1], V. Spiess[2], R. Pomberger[1] & D. Vollprecht[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

At present, sensor-based sorting systems are usually not operated at the optimal operating point in terms of throughput and the desired sorting result, but rather run over or under depending on the availability of waste streams. Mathematical approaches for predefined “ideal” mixtures can be found on the basis of the material composition of the input stream and the throughput. This article therefore deals with the comparison of whether and under what conditions mathematical approaches can be applied to real waste on the same sensor-based sorting machine. A priori data already existing from preliminary tests for ideal mixtures were compared with newly generated data in order to be able to make significant statements. Five samples taken from 3D plastics from a refuse-derived fuel processing plant, selected in regularly time frames, are used as test material (input). For four of these five samples, the experiments on the ideal mixtures are repeated with the PET fraction in real waste in order to then compare the mathematical approaches. A direct application of the same approaches does not appear to be possible for PET, but a prognosis interval for the sensor-based sorting result with regard to recovery (mass yield), output (recyclable material yield) and purity (recyclable material) can be derived with new mathematical approaches for the real waste flow.

Automated municipal solid waste sorting – assessment of valuable material flows in an industrial scale sorting plant

D. Blasenbauer[1], A-M. Lipp[1] & J. Lederer[1]
[1)] Technische Universität Wien (TU Wien), Christian Doppler Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Vienna, Austria

A large-scale research project investigates the recovery potential of recyclable materials in specific material flows in industrial-scale waste treatment plants. The plant investigated in this paper treats municipal solid waste from households and commercial waste similar to household waste. Various output streams are produced from the input material, some of which are recycled (metals), and some are used for energy recovery in a waste incineration plant or other industrial facilities (e.g. cement production plant). The study aimed to determine the content of certain recyclable materials after sensor-based sorting. The results show that although the ejected material after the sorting process is rich in plastics, a significant proportion is also lost in rejects and would therefore not be available for potential recycling. At around one-third, the most considerable fraction in the reject flow is a mixed paper fraction. The study shows that thorough pre-processing of waste before the sensor-based sorting process is essential, as this reduces belt occupancy and subsequently enables more efficient and loss-free sorting.

SORT FLUID: Development and applications of a dry density separation process

G. Doninger[1]
[1)] LINETECHNOLOGY GmbH, Research & Development, Waidhofen/Ybbs, Austria

A new kind of density separation technology, based on a dry fluidized bed, has been developed as part of a four year's project, starting from lab scale towards a functional prototype in industrial scale. It can be used for particle size classes from 4–70 mm, and is particularly suitable for industrial residues, where the task is to separate heavy and light metals from each other. This technology represents a viable alternative to established processes, its main advantages are discussed. In addition to the initial situation, the development process and application examples are described as well.

Potential of sorting of plastics from municipal solid waste before incineration

L. Höflechner[1]
[1)] Tomra Sorting GmbH, Business Development, Mülheim-Kärlich, Germany

In Europe more than 70 million tons of municipal solid waste is treated in incineration plants. In countries with separate collection of plastics or plastic partial streams still 10% of plastics are found in these waste streams. Accordingly, in countries without separate collection even more plastic is found in municipal solid waste. Many arguments like the reduction of CO2 emissions, contribution to recycling quotas as well as more independency of fossil fuels underline the need for recycling of mixed waste streams like municipal solid waste which are today only incinerated or landfilled. Tomra together with many partners along the value chain have proven the feasibility of a recycling process for plastics from mixed waste streams to a high-end recyclate. Through implementation of a sorting line, using near-infrared sorting machines, in front of an incinerator plastics can be easily accessed. For the implementation different elaborate scenarios are possible. For example, implementing a sorting line producing a plastics mix fraction which is further transported to a dedicated plant. Another example is a more sophisticated sorting line which produces different plastic fractions like PET, HDPE, PP, LDPE, PVC and PS already at site. In countries like Sweden, Norway, or Netherlands a pre-incineration sorting is already in place.

Oxide-based lithium solid-state batteries from a recycling perspective

K. Schneider[1] & D. Goldmann[1]
[1)] Clausthal University of Technology, Institute of Mineral and Waste Processing, Recycling and Circular Economy Systems, Clausthal-Zellerfeld, Germany

Within a circular economy framework, recycling concepts for solid-state batteries (SSBs) need to be developed before widespread application to ensure sustainable production. A promising oxide-based solid-state electrolyte (SSE) is garnet-type $Li_7La_3Zr_2O_{12}$ (LLZO), which possesses a high ionic conductivity, a wide electrochemical window, and good stability toward Li metal. From a recycling perspective, available cell designs are analyzed, and implications for recycling are deduced.

In the first place, the cell design of oxide-based SSBs differs substantially from conventional LIBs with a liquid electrolyte. The most prominent designs at the cell level are the cathode-supported and the scaffold-type tri-layer cell designs.

Since mass balances are essential for developing recycling processes, the material composition is elaborated for two distinctive SSB cell designs containing LLZO. Although the mass fractions differ at the component level in the two designs, the order of the components is the same. The SSE possesses the largest mass share with more than 50 wt% for both cell designs. At the elemental level, La and Co account for two-thirds of the total composition, followed by Zr.

CRMs are raw materials of high importance to the European economy and whose supply is associated with an increased risk. For this reason, a particular focus should be placed on recycling these elements. Four out of seven raw materials in SSBs with LLZO as SSE are classified as CRMs by the EU: cobalt, lithium, light rare earth elements (lanthanum), and tantalum.

SSBs introduce new challenges for recycling as the cell design changes and new elements are introduced into the recycling process. In addition, the materials are intimately mixed at the cell level. As the mechanical separation of the cell components is difficult to achieve, hydrometallurgical processes will need to be developed.

Project FuLIBatteR - Future Lithium-Ion Battery Recycling for Recovery of Critical Raw Materials

B. Rutrecht[1] & J. Rieger[1]
[1)] K1-MET GmbH, Area Raw Materials and Recycling, Linz, Austria

K1-MET GmbH (K1-MET), the (K1) COMET competence centre as one of the leading European organisations for advanced metallurgical and environmental process development has been granted the presented new COMET module named FuLIBatteR, which focuses on the recovery of critical raw materials according to the definition of the European Commission. Project FuLIBatteR will support the vision of K1-MET to build new competencies in material circularity to treat metal-containing materials for recovery of critical and economically essential materials such as lithium, cobalt, silicon, and phosphorous, or valuable metals, such as nickel and manganese in the promising thematic field of lithium-ion battery (LIB) recycling. The mentioned materials are part of diverse state-of-the-art LIB cells. Besides, future LIB cells may also contain silicon metal, another critical element.

FuLIBatteR will enable economically reasonable yet sustainable LIB recycling without landfilling wastes. Therefore, recovery strategies of valuable materials beyond the state-of-the art and life cycle assessment are part of the future research orientation. Besides this, zero-waste and sustainable metallurgy represent new ways of sustainable processing in line with the sustainable development goals of the United Nations. In the next four years, FuLIBatteR will research the treatment of active material from spent LIBs to recover said elements as high-quality materials. Research of proof-of-principle in the fields of physical, pyrometallurgical, and bio-hydrometallurgical treatment of active material will result in lab-scale experiments ending up in technology readiness level four (TRL4).

The said target materials and the individual processes will be addressed as follows: **Cobalt** as part of the pyrometallurgical produced alloy, and as hydroxide precipitated from bioleaching solution or after peptide accumulation and in metallic form recovered at the bio-electrochemical systems, flotation or magnetic separation will recover graphite, **lithium** is gained after wastewater treatment by natural zeolite re-desorption, after off-gas treatment in pyrometallurgy and after bioleaching by diverse recovery methods, **phosphorus** is transferred to the exhaust gas in an inductively heated reactor and recovered at the off-gas treatment and regained at wastewater treatment by natural zeolite re-desorption, and **silicon metal,** part of new generation battery cell types, will be separated after froth flotation or as a side product of wet magnetic separation from solid metal oxide residue.

The aim is to enable their integration into current LIB recycling processes. The evaluation and exploitation of the derived results will be part of future publications by the project consortium and will build a basis for future activities to further close material cycles beyond the module.

Interrelationships between pre-processing and subsequent procedures in the recycling of lithium-ion batteries

E. Gerold[1], A. Anbauer[2], A. Kügele[2], K. Ebenauer[3] & H. Antrekowitsch[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria
[2)] ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria
[3)] Litech GmbH, Sankt Andrä, Austria

The recycling of lithium-ion batteries is currently a very present topic in the field of research but also in the industry. New developments for the recovery of valuable metals from spent LIBs indicate a clear trend towards hydrometallurgical concepts. In this context, especially the pre-treatment plays an essential role. If organic compounds remain in the material or the cathode and anode materials are insufficiently separated from the conductor foils, this can lead to massive process complications in the subsequent hydrometallurgical procedures. Therefore, ATM Recyclingsystems GmbH together with the Chair of Nonferrous Metallurgy of the Montanuniversitaet Leoben develops and tests the adaptation and improvement of the recycling possibilities of spent lithium-ion batteries for a subsequent hydrometallurgical processing. Special focus is placed on the utilization of synergy effects and the cooperation of pre-processing and metallurgical methods, since only through this combination an efficient and economical way for the recovery of valuable metals can be established. For this purpose, the comparison of different pre-processing devices for the optimal preparation of the active material from spent lithium-ion batteries for subsequent further processing is carried out. By improving the entire procedures, the recovery efficiencies for the contained valuable metals such as cobalt, nickel and lithium can be significantly increased, the metallurgical processes optimized and thus the raw material cycle closed. This is a significant contribution to environmental and climate protection, especially in view of the criticality of the elements addressed. Through the know-how in engineering of the partner companies ATM Recyclingsystems GmbH as well as LITech GmbH and the claim of a holistic solution for the long-term supply of the European Union with critical raw materials through recycling, a significant optimization in the field of recovery of valuable metals from spent lithium-ion batteries can thus be realized.

Development of a pyrometallurgical process for valuable metal recovery from Li-ion batteries

A. Holzer[1], L. Wiszniewski[1], S. Windisch-Kern[1] & H. Raupenstrauch[1]
[1] Montanuniversitaet Leoben, Chair of thermal processing technologies, Leoben, Austria

Due to the strongly increased prices of raw materials like cobalt, nickel and especially lithium carbonate on the one hand and the attempt to avoid a dependence of these raw materials on third countries on the other hand, an efficient recycling of these metals is of high importance for the European Union and furthermore a waste management relevant topic. Worldwide ambitions to curb global warming and decarbonize energy-intensive industries have led to an exponential increase in demand for lithium-ion batteries (LIBs) in recent years, which is forecasted to continue in the future. Next to stationary and small-scale energy storage systems, especially the vehicle sector is a driving force for this rising demand. As result of different requirements, there are several different cathode chemistries with different chemical and physical properties. Due to the strongly varying compositions of the waste stream, an efficient and flexible recycling process is needed.

For this purpose, an innovative reactor for carbothermic reduction of the valuable metal oxides with simultaneous recovery of lithium or phosphorus via the gas phase was developed at the Chair of thermal processing technologies. The development steps as well as essential findings of performed test series with cathode material from production and active material from processing are summarized in this work and attest the reactor design a great potential. Results show that recoveries of over 90% of the initial concentrations of the metals Ni, Co and Li are achievable. In addition, slagging of Li can be successfully prevented by removing it via the gas phase. Additionally, also phosphorus was able to be recovered via the gas phase, making this reactor a possible solution for recycling of other critical residues like sewage sludge ashes.

With these results, the recycling quotas for LIBs required by the EU for the year 2030 can not only be met, but even exceeded. The recycling concept thus represents an attractive solution for industry and the economy.

The Use of Textile Waste for Fibre-Reinforced Geopolymer Composite Production

M. Ambrus[1] & G. Mucsi[1]
[1)] University of Miskolc, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary

Various synthetic and natural materials are applicable as fibre-reinforcement in both cementitious mixtures and geopolymers, such as steel, different polymeric, basalt, hemp, cotton, sisal fibres, etc. The use of fibres has positive effect on the flexibility and durability of the otherwise rigid geopolymers, and the addition of waste fibres provides further advantage from an environmental point of view. In case of textile wastes, the feed is rather heterogenous regarding the composition, as many base materials and different mixture of base materials can be used for textile production. During the experiments, textile wastes made from various raw materials were processed and added to a fly ash-based geopolymer mixture as fibre reinforcement.

The mixture of three main types of textiles were used: cotton-based, cotton-polyester based and nylon-based textiles. For fibre production, two-step comminution was applied using a rotary shear shredder and a vertical cutting mill with Ø10 mm bottom sieve. The geopolymer matrix was prepared from deposited brown coal fly ash that was mechanically activated in a ball mill for 30 minutes before use. The textile fibres were added in 1, 3 and 5 m/m% to the geopolymer, and the flexural and uniaxial compressive strength, the specimen density, the structural changes, and the microstructure of the composites were examined.

Regarding the flexural strength, the values increased with the fibre addition, and more than doubled by the addition of 5 m/m% textile fibres. In case of the uniaxial compressive strength, the values decreased compared to the original geopolymer mixture – without fibres. The lowest compressive strength was achieved with the inclusion of 3 m/m% fibres, decreasing from the original 5.26 MPa to 4.21 MPa. The specimen density showed a slight linear decrease with increasing fibre content. In the SEM images of the fracture surfaces, it could be seen that the number of microcracks decreased when fibres were added to the geopolymer matrix and the geopolymer could form a coating layer on the fibres. According to the EDS measurements, some of the activator solution used for geopolymerisation was absorbed by the textile fibres, thus, lessening the effect of the solution, which may be a viable reason for the decreased compressive strength.

Recycling of Cellulose / PET textile blends

P. Kählig[1], W. Ipsmiller[2] & A. Bartl[2]
[1)] CD Laboratory for a recycling-based Circular Economy, TU Wien, Vienna, Austria
[2)] TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engeineering, Vienna, Austria

The growth in textile waste generated every year can be attributed to an annual increase in the production of fibres, the trend of fast fashion and a reduction in the useful-life of clothing. As the implementation of a more sustainable textile industry will take a considerable amount of time, it is imperative to inspect existing and develop new methods for the recycling of this waste. This applies in particular to blended textiles, as there is still a lack of technologies, which can provide a straightforward separation of those blends into pure fibre fractions. Only recently, there has been an increase in the amount of studies that address the issue of fibre blend separation, specifically defibrated cotton / polyester blends. In this study, a straightforward approach for the separation of non-defibrated cotton / polyester blends was investigated. Using alkaline hydrolysis to remove the polyester and enzymatic hydrolysis, with an alkaline pre-treatment step using sodium hydroxid solutions, to depolymerize the cellulose, one fibre type was removed to recovery the other component. In a series of tests, the operating parameters for the recovery of the cotton or the polyester fabric from a knitted textile blend were defined and equally the boundaries for suitable operations were defined. After completing these tests, the most suitable parameters were applied on different knitted and woven pre- and post-consumer fabrics. It could be shown that the defined boundaries were also applicable for those materials.

Identified market needs for recycled fibres

E. Boschmeier[1], W. Ipsmiller[1] & A. Bartl[1]
[1)] Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, TU Wien, Vienna, Austria

The way clothing is used in people's everyday life was mainly impacted by the new business models that marked apparel as a disposable product. Today's textiles are produced under questionable circumstances and worn only a few times before they end up for incineration or landfill. It's a matter of fact that very low amounts of discarded textiles are recycled into new ones. The basis for the steady rising apparel production is fibres - a workpiece that was developed over decades and often consists of cotton, polyester, polyamide or other natural or synthetic materials. According to the European Green Deal that has an aim of changing the economy towards a competitive and circular business, the idea of reprocessing the apparel into new ones came up. Within the EU-Horizon 2020 funded project SCIRT, European fashion brands and research organisations worked out a map of the current situation of recycled fibres on the market and which economic challenges approach. Fibre-to-fibre recycling is an upcoming approach to tackling the negative side effects of apparel by satisfying the rising demands of the apparel industry. The recent technology needs support through public attention as well as legislative instruments that push apparel recycling forward and enhances research and development in this new field. The fast fashion business model should be hindered by a mandatory certification for new apparel products. The young generation should receive more education on a sustainable lifestyle. Export regulations and a ban on apparel landfilling should be considered by the EU legislature to brighten the interests in apparel recycling to create a rising demand for textile waste.

How will tramp elements affect future steel recycling in Europe?

S. Dworak[1,2] & J. Fellner[1,2]
[1)] Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Institute for Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria
[2)] Institute for Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria

Global steel production has grown massively since the Second World War. In recent decades, however, the steel market has become saturated in affluent regions such as the US and the EU. This has resulted in stagnate steel production and increased quantities of old scrap. The increasing shares of post-consumer scrap offer the opportunity to increase the share of scrap in crude steel production. However, there is a relevant limiting factor for scrap utilization: the content of specific, unwanted tramp elements, such as Cu. Using a material flow model for steel, the available scrap is compared to the crude steel demand in terms of quantity, but also quality. The quality is defined by the content of unwanted tramp elements (sum of Cu, Ni, Mo, Cr and Sn). The results show that in the geographical boundaries of the former EU28 old scrap increases from 80 million t/a (65% of the domestically available scrap) in 2020 to over 100 million t/a (75% of the domestically available scrap) in 2050. The annual surplus of low purity scrap, for which supply is higher than demand, continues to increase from 20 million t/yr today (2020) to 43 million t/yr in 2050. In the case of Austria, a country with one of the highest per capita steel production and one of the highest share of flat products, which demand high purity, the demand for high purity resources is even higher and therefore the surplus relative to the total amount available of low purity scrap more pronounced. Without appropriate measures, this scrap will most likely be export and is hence lost as secondary resource for the domestic steel industry.

Sustainability & Circular Economy at voestalpine High Performance Metals Division

J.I.R. Müller[1], F.R. Eder[1] & P.E. Horner[1]
[1)] voestalpine High Performance Metals GmbH, Sustainability Platform, Vienna, Austria

Sustainability is a focus topic in the High Performance Metals (HPM) Division of the voestalpine group. Within inSPire, our sustainability framework, we are setting goals for sustainable production and reducing our carbon footprints. Circular economy is an important divisional strategic field for two years now and deals with 4 fields of action: Alternative raw material sources, Recycling of by-products, Material & scrap cycles and Zero waste. Two challenges concerning the recycling of by-products are presented in this article to show the difficulties we face when we want to recover alloy elements from our production wastes: EAF-dusts and scales. Valuable elements are lost by landfill or downcycling. Finding solutions for these challenges is part of our focus on Circular Economy in the High Performance Metals Division.

New scientific study on the status of waste lamp treatment in Germany

R. Brüning[1] & J. Wolf[1]
[1)] Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

The Directive 2012/19/EU on waste electrical and electronic equipment (WEEE-Directive) has been implemented in Germany by the Electrical and Electronic Equipment Act called „ElektroG“. Section 24 No. 2 of the ElektroG empowers the Federal Government to set further requirements for the treatment of WEEE by ordinance. This so-called "Treatment Ordinance" will supplement the ElektroG from 2022 on.

To facilitate the preparation of this Treatment Ordinance, the German Federal Environment Agency commissioned the project "Clarification of additional aspects for the establishment of treatment requirements for WEEE within the framework of a planned Treatment Ordinance". As part of the study, it was investigated whether further requirements should be placed on the treatment of waste lamps to ensure the protection of the environment. Key findings are discussed here.

As of 2017 approx. 15,000 t of lamps are placed on the German market annually and approx. 8,000 t of waste lamps are collected and recycled annually. In terms of quantities placed on the market, there has been a sharp increase in the share of LED lamps in recent years, from 25% in 2016 to around 60% in 2018 and around 70% in 2020. In the waste stream the share of LED lamps was only around 2% in 2019. According to lamp recyclers, the share of other lamp types to be treated was approx. 70-75% for straight fluorescent lamps, approx. 25% for compact fluorescent lamps and less than 2.5 % for high intensity gas discharge lamps.

As of 2019 lamp treatment facilities in Germany used the following treatment processes for waste lamps:

- Cap removal and separation method (for rod shaped fluorescent lamps)
- „Blubox" method
- „Herborn system" method (in two versions for rod shaped fluorescent lamps and other lamp types)
- Broken-glass washing method (with dry mechanical pre-shredding stages)

Interviews showed a tense market situation for recycling fractions from waste lamps. The production of gas discharge lamps in Germany has been discontinued, due to the increased market share of LED lamps. Therefore, waste glass fractions from gas discharge lamps can no longer be used for the production of new lamps. Alternatively, they are used for the production of some insulating materials for the construction industry. This is expected to be the main option of recovery for the foreseeable future.

Case study fridge recycling

M. Heibeck[1] & T. Mütze[1]
[1)] Helmholtz Zentrum Dresden-Rossendorf, Helmholtz-Institute Freiberg for Resource Technology, Processing Department, Freiberg, Germany

The case study presents a large-scale recycling campaign of 100 household refrigerators in a commercial primary treatment plant. The primary treatment plant consists of two stages: The first stage comprises manual dismantling of components and depollution (e.g. refrigerant extraction) and the second stage crushing and separation.

The study aimed at evaluating the status-quo of refrigerator recyclability to derive improved recycling-oriented design concepts. Therefore, the following tasks were performed:

- Characterize refrigeration equipment,
- Establish a mass balance of all solid particulate streams across the facility,
- Identify challenges in dismantling (especially of the compressor),
- Determine the efficiency of the individual treatment steps in accordance with DIN 45555, and
- Identify and characterize residual composites.

During the first stage, some potential for a more recycling-oriented design of refrigerators was found: Concentrate printed circuit boards locally and more obviously accessible for better disassembly, fix compressors with a faster detachable mounting, and include an exhaust valve to assist draining the refrigeration circuit more easily and with less losses.

The second stage of the plant produces a ferrous, a non-ferrous and a plastics product. Particles from all three products were sampled and analysed for three refrigerator groups regarding bulk density, particle size distribution, and composition. A special focus was placed on the analysis of unliberated particles. The test results allow a distinction between unliberated particles formed by ductile bending of metallic materials during the crushing process (mainly in ferrous fraction) and others caused by the refrigerator design (non-ferrous fraction due to form locks and plastics fraction due to gluing). The joint types mainly responsible for incomplete liberation were adhesion (especially polyurethane insulation foam attachments), screws, coating and form-locked joints.

Overall, a resource-efficient design of refrigerators should differentiate between different R-strategies: If the aim is to achieve a high level of repairability, screw connections should be preferred over easy to break snap-fit connections. Making available appropriate disassembly information is also helpful. With regard to simplified dismantling during recycling itself, loss-free refrigerant extraction and the ability to quickly dismantle components are in some cases not compatible with repair requirements. Screw connections, for example, tend to be a hindrance in this respect. In addition, this form of design must be reinforced by regulations. Otherwise, manufacturers will lack a financial incentive for action.

Recycling and reuse of photovoltaic modules – actual situation and challenges

A. Ledersteger[1]
[1)] lifeREcycle Ledersteger e.U., Graz, Austria

Green PV-energy, one of the most important pillars of the Green Deal, should not be burdened with indirect CO_2-emissions because of inappropriate recycling-procedures for eliminated modules.

Photovoltaic waste as a pure fraction comes in relatively small amounts into waste management today but through the ongoing massive development of solar energy systems there will be a strong increase in the next years and decades. Only in Austria until 2050 around 64.000 t per year eliminated PV-modules are expected.

All currently industrially implemented recycling-technologies for PV-modules are not able to win back the ecologically essential components, most of all high-purity silicon. There are appropriate procedures, but they cannot be realised because of the high treatment costs compared with simple procedures, that can only win back aluminium and inferior qualities of glass while leaving high purity silicon in discarded fractions. Without clear mandatory qualitative recycling targets from EU there is no chance to industrially implement high-quality recycling of PV-modules.

The Reuse of eliminated PV-modules is a promising supplement but no substitute for high-quality recycling. Up to 95% of eliminated PV-modules can easily be repaired and brought back to the market for another 25 years in average.

New approaches in the field of „design for recycling“ could be another element on the way making PV-modules more sustainable.

Qualitative and Quantitative Analysis of Mixed Plastic Waste

P. Clemenz[1], M. Schäfer[1], M. Sturm[1] & H. Schnettler[2]
[1)] ZIRKON at Zittau/Goerlitz University of Applied Sciences, Germany
[2)] Pla.to GmbH, Goerlitz, Germany

Because of the high proportion of composite materials, plastics film waste is still difficult to recycle and therefore mostly thermally recycled. Due to their high proportion of the total amount of plastic waste, it is essential to develop and promote new technologies for the processing of mixed film fractions in order to meet the legally required recycling rates. As part of the SAMSort research project, Pla.to GmbH, Goerlitz, in cooperation with ZIRKON, research institute at Zittau/Goerlitz University of Applied Sciences has developed a two-stage process, that makes it possible to separate composite films from single layer films. These single layer films are mainly made of polyethylene and can be returned to the plastics cycle relatively easily. To evaluate the process, it is necessary to characterize the feed material and the sorted products. The method presented here is a combination of thermal analysis and selective dissolution of polymers. Starting with an unknown thermoplastic waste sample, the material composition can first be examined by differential scanning calorimetry. The quantitative determination of a defined polymer within the sample is then carried out by selecting a suitable solvent, which allows the target fraction to dissolve but not all other polymers. The most common plastics used in films for packaging are polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyethyleneterephtalate (PET), polyamide (PA) and ethylene vinyl alcohol (EVOH). The crux of the separation of these plastics by means of selective dissolution is the separation of the equally non-polar polyolefins PE and PP. Xylene is used as a solvent. The decisive parameters for selective dissolution are the temperature of the solvent and the residence time of the sample in the solvent. After the treatment, the insoluble material can be separated from the solution by screening. The dissolved plastic is then recovered by vacuum filtration. In order to qualitatively demonstrate a selective dissolution of the two polymers, the sieve residue and the filter cake are then analysed using differential scanning calorimetry.

With the developed method it is possible to determine the PE content in a film-specific plastic mixture. An exact determination of the proportion of PP can also be realized if the sample quantity is sufficient. A transfer to other plastics mixtures, also in the area of hard plastics, is possible. The selection of suitable solvents is currently being tested as part of further investigations.

Comparison of the analytical methods ICP-MS and XRF for the analysis of complex waste samples - case study PCBs

A. Jandric[1], C. Zafiu[1], F. Part[1] & S. Salhofer[1]
[1)] University of Natural Resources and Life Sciences, Department of Water, Atmosphere and Environment, Institute of Waste Management and Circularity (ABF-BOKU), Vienna, Austria

The challenge in determining the material composition of complex waste samples is that they are often composed of a very heterogeneous mixture of organic and inorganic compounds. Among the most complex electrical components are printed circuit boards (PCBs), which are indispensable in the electronics, automotive or avionic sector. PCBs come in a wide variety of types, models, and sizes. They are also subject to rapid technological development resulting in different material compositions.
Currently, inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS) is used as reference method for analysing complex samples and determining their chemical composition. Therefore, ICP-MS is also applied to printed circuit boards. A literature review shows that since mid-1980, ICP-based analytical methods have been used to determine the material composition of PCBs in more than 80 % of all scientific papers, while X-ray fluorescence (XRF) has been used in about 10 % of published studies. While ICP-based analytical methods require careful sample preparation, instrument calibration and interpretation of results, XRF requires homogeneous material but can analyse solid samples directly and instrument calibration is standardised by the manufacturer. As a result, XRF can analyse a wide range of samples very quickly (measurement time << 100s per sample), without in-depth knowledge of analytical chemistry and relatively cheaply.
In this presentation, we would like to show the limitations of the XRF method for the analysis of printed circuit boards. For this purpose, we have divided the PCB samples into three sample groups: Samples consisting of metals only, samples with a medium metal content and samples with a low metal content. In parallel, we measured the same samples with an ICP-MS method. This allows us to assess the applicability and accuracy of the XRF method and allows to derive recommendations for use in recycling operations.

Incineration of PTFE to evaluate the release of polyfluorinated organic substances

H.-J. Gehrmann[1], M. Wexler[1], M. Hauser[1], K. Aleksandrov[1], H. Mätzing[1], D. Stapf[1] & D. Pigeon[2]
[1)] KIT- Karlsruher Institut of Technology, Institute for Chemical Technology, Karlsruhe, Germany
[2)] W. L. Gore & Associates, Inc., Elkton MD, USA

Due to several campaigns by e.g. Greenpeace on concentrations of polyfluorinated chemicals (PFCs) in soils as well as publications by authorities on drinking water contamination by these substances, the sources of these emissions are increasingly being discussed. Currently, this applies to questions about the incineration of sewage sludge in Germany and the incineration of products containing fluoropolymers at the end of their life.

In order to prove that polytetrafluoroethylene (PTFE) in particular is predominantly converted into hydrogen fluoride (HF) in a mixture with wood pellets under combustion conditions in accordance with the Industrial Emission Directive of the EU, 300 g/h PTFE was thermally treated in a mixture with 100 kg/h wood pellets at the BRENDA pilot plant at the Karlsruhe Institute of Technology (KIT) in a campaign in cooperation with the Gore company. The flue gas after the boiler was analyzed for HF, fly ash and 31 polyfluorinated alkyl substances (PFAS). Combustion conditions were chosen in temperatures near and above 850 °C and residence times of at least 2 seconds.

The results show that no statistical significance was found for the release of PFASs within the detection limits for the respective substances.

Odor Characterization of Post-Consumer PP Bottles after Different Washing Processes

T.G.A. Belé[1], M. Roosen[3], H.M. Loos[1,2], S. de Meester[3] & A. Buettner[1,2]
[1)] Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Chair of Aroma and Smell Research, Department of Chemistry and Pharmacy, Erlangen, Germany
[2)] Fraunhofer Institute for Process Engineering and Packaging IVV, Freising, Germany
[3)] Laboratory for Circular Process Engineering (LCPE), Department of Green Chemistry and Technology, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University - Campus Kortrijk, Kortrijk, Belgium

One of the reasons impeding recyclates to be inserted into a circular economy is their unpleasant odor. To achieve a better understanding of this problem and potential solutions, the present study aimed to assess how different washing processes can affect the odor composition of post-consumer PP bottles. Three different washing procedures, encompassing the use of detergent and caustic soda, and different temperatures, were used. The odor profiles of the unwashed and washed samples were determined by descriptive sensory analysis. Further, odor-active compounds in the PP samples were evaluated by gas chromatography-olfactometry and by gas chromatography coupled with mass spectrometry, and ranked according to their potential odor contribution via odor extract dilution analysis. The most dominant smell attributes in all samples were moldy, flowery, and soapy, mainly originating from compounds used in cosmetics, fragrances, and cleaning products. Compounds present in such materials were tentatively traced back to the samples in the present study.

Chemical Recycling of Plastics – Overview and Promising Approaches

K. Carl[1] & P.G. Quicker[1]
[1)] Teaching and research area technology of energy resources, RWTH Aachen, Germany

Plastics are used in almost every economic and consumer sector. Only a small part of the currently generated plastic waste is produced as a pure mono-fraction, which can be processed by means of mechanical recycling. (Thermo-)chemical recycling processes represent a possibility to return fractions that were previously not usable as materials to the material cycle in the sense of a circular economy. However, there are technological and economic challenges in establishing the technologies.

In the EU, the recycling rate for plastics averaged 32.5% in 2018. Due to the large variety of different plastics and the product and/or packaging design, which is usually not optimised for recycling, mechanical recycling produces sorting residues whose recycling is not yet economically viable. In addition, mixed plastic fractions in particular contain pollutants that cannot be separated by mechanical recycling. Technology concepts for the (thermo-)chemical recycling of plastic fractions that cannot be mechanically recycled are known and some of them have already been investigated on a laboratory or pilot scale, but due to economic and technical obstacles they have hardly been demonstrated on a relevant technical scale and in continuous operation.

Theoretically, all types of (thermo-)chemical depolymerisation processes are suitable for the chemical recycling of plastics, which mainly includes pyrolysis, direct liquefaction and gasification processes. In addition, there are other approaches, e. g. liquefaction with specific solvents (solvolysis) and additives or chemical recycling in the context of CO_2 capture and utilisation after the combustion of plastics (carbon capture and utilisation). The different technologies can be distinguished mainly by their products. While the target product in pyrolysis and liquefaction is a mixture of hydrocarbons that must first undergo further purification and processing steps, the target product in solvolysis is a monomer fraction that is claimed to be used directly to produce new plastics. In gasification processes, the molecules are broken down even further and converted to gaseous CO and H_2, which can be used as synthesis gas in the chemical industry after a complex purification process.

Currently, a comprehensive investigation and evaluation of the different technological approaches for the chemical recycling of plastics is still pending. The product qualities of established thermochemical processes in other areas, such as pyrolysis and gasification, are highly dependent on the composition of the input materials, so that the processes usually must be specifically adapted to these. This implies the pre-treatment of the waste used in order to meet the feedstock specifications of the plants and to ensure high plant availability and low emissions. The wider the permissible range of feedstock characteristics, the more complex the resulting requirements for the plant and the product treatment.

Ingenious solution for a multilayered problem

A. Rinderhofer[1], C. Murnig[2], A. Mäurer[3] & F. Knappich[4]
[1)] GAW Beteiligungs GmbH, CEO, Graz, Austria
[2)] GAW technologies GmbH, Project manager Polymer recycling, Graz, Austria
[3)] Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, Head of Process Development Polymer-Recycling, Freising, Germany
[4)] Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, Teamleader Process Technology Polymer-Recycling, Freising, Germany

Multilayered packaging films are successfully applied in the consumer goods industry. What is hardly known: multilayer packaging films for foodstuff are high-tech products. Flexible plastic films may consist of up to twelve different layers, ensuring no adverse substances (e.g. oxygen, odorants, humidity) are penetrating from outside into the product or flavourings disappearing through the packaging film. Additionally multilayer films provide light protection, sterility and allow hygienic handling.

No advantage without drawbacks: Multilayer packaging films often contain very different, sometimes incompatible polymers which cannot be separated to grade purity and thus not reasonably recycled by extrusion. Such types of waste streams are currently incinerated as secondary fuel or landfilled. Every year billion of tons of valuable plastic waste thus is withdrawn the material circle of plastics.

Technologies based on the selective dissolution of polymers, known for more than two decades are appropriate to handle this type of waste stream. Until very recently said process technologies were not economically viable. Compared to mechanical recycling by extrusion, solution-(solvent-)based technologies are capable to separate a multilayer flexible film into its constituents depending on the solvent. In subsequent process steps the polymer solution is efficiently purified and decontaminated from all type of debris, traces of labels or organic contaminations. The molecular structure of the polymer remains. Processing at rather low temperatures and viscosities, very low shear stresses, absence of oxygen in the process minimize chemical and thermal degradation of the polymer resulting in properties at the level of comparable virgin materials. The technology of selective dissolution of polymers is applicable for a wide variety of products such as flexible packaging from post-consumer and post-industrial plastic waste streams as well as for other of heterogeneous plastic waste such as mixed synthetic textiles or liquid packaging board.

The paper in hand reveals the ingenious potentials of the technology and provides an outlook on the milestones to its industrial scale application.

Catalytic depolymerization of polyolefin-containing plastic wastes

D. Heymel[1], S. Schröter[1], T. Rothgänger[1] & M. Seitz[1]
[1)] Merseburg University of Applied Sciences, Department INW, Merseburg, Germany

In a consistently implemented circular material flow, processes such as depolymerization and pyrolysis must be established for the production of monomers and other chemicals from plastic waste. In particular, polyolefins, the main fraction of plastic waste, can be cracked into gases and oils that can be used as feedstock for naphtha crackers or directly as raw material for plastic production. Although the conversion of plastics into chemicals or fuels has been pursued for more than 40 years, conversion technologies have not yet been successfully established. The reasons for this are economic and technical. Due to their corrosion properties, reactivity and toxicity, pyrolysis oils are in principle difficult to store or transport. The unsaturated and partly corrosive components present in pyrolysis oil pose particular technical challenges for storage. They are not stable at temperatures above 60°C and tend to form polymers during storage, making the oil more viscous, which can lead to waxy deposits and clogging of pumps. In most cases, a hydrotreater is used to saturate the compounds.

At Merseburg University of Applied Sciences, ways are being explored to convert plastic waste directly into basic chemicals such as propene, butenes and aromatics without hydrogenation and to produce new polymers from them. To this end, the influence of acid catalysts on the reaction behavior of the catalytic cracking of real polyolefin-rich waste is being investigated. Currently, the project "pool-in-loop" has been initiated for this purpose, within the framework of the BMBF program "Research for Sustainable Development - FONA3" on the topic of "Resource-efficient circular economy plastics recycling technologies (KuRT)". The project is intended to support the fulfillment of the mission "Sustainable circular economy" of the High-Tech Strategy 2025 of the German Federal Government.

The "pool-in-loop" research project is aimed at developing a new technology for chemical recycling with a yield of more than 70 % by mass. This is achieved by a simplified process that produces the desired short-chain olefins directly in a catalytically assisted process step and dispenses with energy-intensive hydrogenation and the use of a cracker. The end product of the catalytic cracking process, analogous to production from crude oil, is high-purity monomers from which high-quality, universally usable plastics can be manufactured. The aim of "pool-in-loop" is to catalytically convert polyolefin-rich waste fractions along the value chain, which are currently not included in mechanical recycling, into monomers and to purify these for the production of virgin plastics. Catalytic cracking is thus the perfect complement to mechanical recycling.

Currently, the technology to be researched is at a TRL between 4 and 5. With the implementation of the research project, we want to further raise the TRL with extensive investigations in the laboratory and at a demonstration plant on a pre-industrial scale and close open research questions on process control and optimization. By the end of 2028, the yield of monomers (propene, butenes, BTEX) is to be increased to over 70 %, long-term stability of the catalyst used is to be achieved, and the economic efficiency and ecological benefits of the process are to be demonstrated. Together with partners from plant engineering to catalyst production and from the supply of polyolefin-rich residual fractions to plastics processing, we want to develop the catalytic cracking of plastics and establish it as an industrial process.

The future of chemical recycling and thermal treatment

G. Schmidt[1] & R. von Goetze[2]
[1)] Interzero Plastics Recycling, Thermal Recycling & Strategic Projects, Berlin, Germany
[2)] Interzero Plastics Recycling, Chemical Recycling & Strategic Projects, Berlin, Germany

Chemical recycling and thermal utilisation by means of gasification are the possibilities of the future for Interzero to increase the recycling rate beyond mechanical recycling. Depending on the quality of the residual stream from the light-weight packaging (LWP) sorting plants, suitable processes are discussed to reduce the input of materials into classic incineration. Not all the processes presented are available on the market today, but Interzero expects changes in the market starting from 2025 onwards.

Recycling of plastic construction products

P. Weißhaupt[1], P. Bendix[2], H. Berg[2], J. Sebestyén[2], M. Ritthoff[2], L. Perschel[2], D. Eckert[3], R. Kocina[3] & H. Achenbach[3]
[1)] German Environment Agency, Specialist unit for dismantling and recycling of wind turbines, Dessau-Roßlau, Germany
[2)] Wuppertal Institute, Circular Economy and Resources, Wuppertal, Germany
[3)] SKZ – KFE gGmbH, Würzburg, Germany

In 2018, the European commission published the EU plastic strategy and the unionwide target on improving plastic recycling. The strategy revealed a consumption of 49 million tons of plastic each year. While 19 % of the plastics are used in the construction sector, so far, there are no recycling concepts for these sector specific plastics. One reason is that construction plastics are recent and durable materials which have not appeared in waste, yet. Only 5 % of the 25.5 million tons of European plastic waste originate from the construction sector, this equals about 1.25 million tons. The amount of waste from plastic construction products will increase slowly and therefore sector specific measures are not urgent. Supposed that plastic construction products fulfil all requirements for their application, the use of natural resources can be regarded as sustainable. Referring to the construction products regulation (EU) 305/2011, sustainability can be further improved by durability, recyclability and the use of secondary raw materials. However, these features have not been standardized in harmonized specifications so far. The German environment agency explored the prerequisites of a better construction product recycling (UBA-Text 152/2021). One notable finding was that voluntary and selective take-back systems are a feasible prerequisite for a high-valuable material recycling up to new products. In the construction sector not all demolition wastes are suitable for recycling. Harmful substances and ageing reduce recyclability. So far, plastic recycling is restricted to pipes and profiles as well as films to a certain extent. Further difficulties are the high number of different plastic types and the poorly developed procedures selective dismantling. To improve sector specific plastic recycling, product standards should be improved referring to durability, recyclability and the use of secondary raw materials. Regarding waste separation, the study revealed that polystyrene insulation panels shall not be collected together with insulation materials made of mineral wool but with plastic wastes and cable wastes shall be categorized into copper cable wastes and glass fiber cable wastes.

Challenges, requirements and opportunities of plastic packaging recycling in the context of meeting the set packaging waste quotas

A. Witschnigg[1], J. Roitner[1], S. Terkl[1] & F. Rittmannsberger[1]
[1)] PreZero Polymers Austria GmbH, Haimburg, Austria

The new action plan for the circular economy adopted by the European Commission in March 2020 is one of the most important building blocks of the European "Green Deal" and a prerequisite for achieving the EU's climate neutrality target by 2050. The new action plan announces initiatives along the entire life cycle of products. It targets how products are designed, promotes sustainable consumption, and also promotes the circular economy to ensure that waste is avoided, and resources are used as long as possible. Recycling, therefore, plays a key role in closing material cycles.

Directive 2018/851 is of crucial importance in this context. It calls on the Member States to achieve at least 55% by weight of reuse and recycling of municipal solid waste (MSW) by 2025, 60% by 2030, and 65% by 2035 [1]. According to Eurostat, the average rate of preparing for reuse and recycling of municipal waste in the EU Member States was around 50% in 2019. The recycling of plastic packaging was 40% on average in the EU in 2019. In Austria, only ~ 31% was recycled [2]. This clearly shows that massive changes are necessary for several places to achieve these goals.

To tackle this problem the recycling industry has invested in new facilities, new approaches as well as new technologies to fulfil the higher demands and needs of the customers. The figures above are illustrating that an increase in the reuse of these streams has a big impact in terms of reaching recyclability goals. For mechanical recycling there are mainly 4 issues to overcome:

Harmonized "Design for Recycling Guidelines" are necessary since many recyclers use the waste from different European countries. Such guidelines must be fact-based to give packaging engineers the necessary framework in which to design their packaging.

Since food and cosmetics packaging makes up a significant proportion, clear guidelines are also needed here to reduce the current obstacles. With the new guidelines for food, which will be finalized in autumn 2022, and a cosmetics guideline, which is being drawn up as part of an industry initiative, a significant step forward should be taken here.

Another important step is an increase in sorting capacity. These are currently exhausted in many European countries, which severely limits the use of an increased collection. An expansion is therefore unavoidable here.

The last big point is a massive change in packaging design. In the future, the final design should no longer be the deciding factor if the packaging is made from recyclate or not. Of course, consumer behavior is sometimes significantly influenced by the appearance of a product. However, a rethink is urgently needed here.

Mechanical and Thermal Characterization of Multiprocessed PHBs

P. Main[1] & T. Lucyshyn[1]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Department of Polymer Engineering and Science, Leoben, Austria

Bioplastics like Polyhydroxybutyrate (PHB) have a promising time to come in the packaging market sector. To achieve circularity, mechanical recycling of these plastics also needs to be addressed. In this work, we investigate the properties at each stage from virgin PHB, to multiprocessed PHB recyclates (E1-E5). We found that the tensile strength of the recyclates remained roughly constant till the 4th reprocessing cycle (E5). Young's Modulus slightly increased as the cycles progressed. The thermal stability of the material was assured by the degradation temperature which did not change even after 4 reprocessing cycles. The melting temperature of PHB was ~177°C and did not vary with each cycle. We demonstrate quantitatively that the utilization of recycled PHB in packaging is a potential area of growth and importance for the Circular Economy.

Material and energetic utilisation of biogenic residues and waste as contribution to climate protection in Germany

M. Nelles[1,2] & K. Deprie[2]
[1)] University of Rostock, Chair of Waste and Resource Management, Rostock, Germany
[2)] DBFZ –German Biomass Research Centre, Leipzig, Germany

It may be difficult in the face of the brutal Russian attack on the Ukraine, but other global challenges continue demand our attention. This especially holds true for the transformation of our society into a climate-neutral one – bearing in mind that this is also one key prerequisite for preventing future armed conflicts.

Put very simply, climate neutrality will only happen if the following formula is observed:

Climate neutrality (CN) = Renewable energies (RE) + Circular economy (CE)

As explained in the present paper, Germany still has a long way to go towards its 2045 goals. In 2021, the country emitted 762 Mg CO_2, and reduction rates compared with 1990 are back to below 39 %.
On the one hand side, the share of RE in both primary energy consumption (PEC) – currently just under 16 % – and total final energy consumption (FEC, <20 %) is still quite low. For PEC as well as for FEC, the share of bioenergy in total RE was about 60 % in 2021. This means we must halve our current energy consumption as fast as possible. Both rigorous energy saving actions and substantial increases in energy efficiency will be required to achieve this. Germany's energy supply must switch to RE completely and in all sectors over the next decades. This will require a massive expansion and optimised integration of wind, solar, bio-, geothermal and hydro-energy for heating/cooling, electricity and transport. Bioenergy will primarily be required to close the gaps where other RE cannot guarantee security of supply. Moreover, energetic use of biogenic resides and wastes will continue to increase in importance.
On the other hand side, our linear economic system must become a true circular economy. Currently, we are still far from achieving this. Organic raw materials for industry need be bio-based instead of petroleum-based, as far as possible. Again, an optimised use of biogenic residues and wastes for materials and energy will be key here.
Such integration of biomass into a sustainable bioeconomy and energy system can only be realised in the long term if the former is used efficiently, in an environmentally compatible way and to a maximum total economic benefit. This will require new technological concepts, increased coupled and cascading usage as well as negative emissions, which are generated by storing "green" carbon.
The biomass must also come from biogenic residues and wastes, or from sustainable cultivation. The current technical potential of biogenic residues and wastes in Germany amounts to 85.6 to 139.6 M t dry mass. Between 67 and 85 % of this are already being used for material or energy production. The DBFZ assumes that, one the one hand side, the existing usage can still be optimised, and on the other hand side, an additional 12.8 to 45.5 M t dry mass could and should be mobilised for further processing.
These are also central research areas of the German Biomass Research Centre (DBFZ - Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH) and the Chair of Waste and Resource Management at the University of Rostock.

Mobilization of biomass use from secondary raw material sources in Thuringia - ThIWertBioMobil

C. Borowski[1], A. Ruff[1], E. Kraft[2], D. Gaeckle[2], A. Glimm[1], M. Pieplow[1] & M. Miethlau[1]
[1)] University of Applied Sciences Nordhausen, ThIWert, Nordhausen, Germany
[2)] Bauhaus-University Weimar, ThIWert and b.is, Weimar, Germany

In the ThIWertBioMobil project, the increase in material and raw material recycling of biogenic residues was successfully investigated. One goal of the activities was to store the carbon contained in a new product for as long a period of use as possible. With the help of the surface spark spectrometer, it was possible to reliably distinguish class I waste wood from treated waste wood, thus enabling optimized material recycling. Screen overflows could be both decontaminated and converted into high-quality pyrolysis coal with the contaminants contained. In addition, new ways of using brewer's grains, greasy cow manure, horse manure, tree and shrub cuttings and class II to IV waste wood were shown. It has been possible to produce activated carbon with high surface areas from agricultural residues. On the one hand, these offer a high storage potential for nutrients and water, on the other hand, they can also be used for filter applications in air and water. The pyrolysis coal produced has good soil improvement properties. It can also be used in a biogas fermenter, but has not yet resulted in a significant increase in gas yield. The pH value in the reactor can be stabilized and adjusted by adding pyrolysis charcoal. The use of pyrolytic charcoal in the steel recipe as a carbon source is easily possible with the help of charcoal from waste wood classes II to IV. An energetic use of pyrolysis coal has been investigated for historical steam generators in addition to the project plan. However, the use of coal as a soil conditioner and as a raw material for industrial, durable products is recommended, as this contributes to the long-term storage of carbon dioxide. The project has been positively received by actors from the (waste disposal) industry and agriculture. Feedback was not only provided by the industry advisory board involved in the research project, but also by directly addressing the researchers. All those involved consider the relevance of the topic for the coming decade very high.

Exploring techno-environmental pathways how urban biorefineries for organic waste valorization potentially contribute to the design of future urban bioeconomy systems with net-positive impact

J. Hildebrandt[1], M. Will[2] & A. Bezama[3]
[1)] Zittau/Goerlitz University of Applied Sciences, ZIRKON - Zittau Institute for Process Engineering, Circular Economy, Surface Technology, Natural Materials Research, Working Group Bioeconomy, Zittau, Germany
[2)] Zittau/Goerlitz University of Applied Sciences, Faculty of Natural and Environmental Sciences, Zittau, Germany
[3)] Helmholtz-Centre for Environmental Research, Bioenergy Department, Leipzig, Germany

In times of energy crisis the transformation towards circular urban bioeconomy systems supports in meeting sustainability and climate targets. The urban bioeconomy potentially contributes to the safeguarding of services of general interest by providing carbon neutral heat and electricity and by partially covering the demands for fertilizers and soil amendments. The product groups which can be produced and recovered from urban waste biorefineries are including a broad range of materials and products such as soil amendments, solid bio-fuels, refuse-derived fuels, insect proteins, biogas and purified biomethane, carbon materials and panel boards from woody fractions. The study explores four scenarios of different biorefinery platforms with the same feedstock mix of 130,000 t of fresh matter input with 85,000 t of source separated organic waste from households and 45,000 t of woody fraction of garden and park waste. All four urban biorefineries rely on the same systems of industrial composting in rotting tunnels and of anerobic digestion. But the four scenarios also differ i. in their downstream valorization pathways for produced biogas, ii. in production of further complementary by-products such as carbons substrates, iii. in integration of further key technologies such as methanation of hydrogen and syngas and iv. in valorization of former waste flows such as material use of screening residues instead of energetic recovery.

Small biogas plants: For a circular economy with short distances and high-quality material use

M. Meirer[1,2]
[1)] MEIKO GREEN Waste Solutions, Head of Consulting, Offenburg, Germany resp. Bütschwil, Switzerland
[2)] Verein Rheintalgas, Präsident, Triesen, Liechtenstein

In this project the ecological balance, economic efficiency and acceptance of the population of a small biogas plant in the Rhine valley for the processing of approx. 1,000 kg of commercial kitchen and food waste per day, is examined. With this plant, the distance from the place of origin of the food waste on the one hand and from the place of digestate utilization to the biogas plant on the other hand will be reduced from an average of about 50 km to about 10 km. By positioning the small biogas plant in the center of the village, the perception of the population for the topics waste avoidance, waste separation and waste treatment should be increased.

Biogenic ratio of residual waste as co-substrate at wastewater treatment plants

A. Bockreis[1], A. do Carmo Precci Lopes[2] & C. Ebner[1]
[1)] University Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria
[2)] TU Darmstadt, Institute IWAR, Darmstadt, Germany

Currently, grease trap contents, food waste, and separately collected biowaste are used as co-substrates at wastewater treatment plants (WTTPs), fulfilling free digester capacities. Co-digestion at WWTPs has become increasingly important in Austria and, especially in Tyrol, because of its energy and economic benefits. However, in some federal states in Austria, including Tyrol, sewage sludge may not be spread on fields, but must be incinerated. Thus, material potential (nutrients in biowaste) is no longer available and is removed from the nutrient cycle.

Despite separate collection, about 32% of biodegradable materials, such as garden waste, food waste, paper, cardboard and the like still end up in the residual waste. In Tyrol, a large part of the residual waste is mechanically sorted and transported to incineration plants that are more than 300 km away. In order to valorise this share of biodegradable materials in Tyrol, a mechanical process was developed that separates the organic fraction from the residual waste and can be used as a co-substrate at wastewater treatment plants (Senfter 2018, Lopes et al. 2021). The significantly higher proportion of non-fermentable components in the residual waste requires more complex treatment than for separately collected biowaste to impair the operation of the wastewater treatment plant through the introduction of interfering substances. The process developed, which was tested on a pilot scale, was intended to produce a co-substrate that is free of abrasive impurities bigger than 5 mm, i.e. glass, sand, aluminium, which damage pumps and agitators and form deposits in the digestion tanks. The technical feasibility of using this fraction as a co-substrate in a wastewater treatment plant was tested in laboratory reactors (Lopes et al. 2022).

Compostability of plastics

Ch. Zafiu[1], E. Binner[1] & M. Huber-Humer[1]
[1)] Institute of Waste Management (ABF-BOKU), Department of Water, Atmosphere and Environment, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Austria

Plastics are inexpensive and durable materials that are used in many products due to their properties. Because of these properties, plastics have also become widely used as short-lived product components, such as packaging. Improper disposal of plastics causes contamination with macroplastics, which fragment during the weathering process to form so-called secondary microplastics, leading to severe and unpredictable environmental pollution. The main source of secondary microplastics has been identified as waste management and, within waste management, composting. In composting, macroplastics arrive through littering (e.g. in parks) or misthrow in the organic waste garbage can. As an alternative, biodegradable plastics were developed several years ago, which can be degraded faster by naturally occurring enzymes than plastics based on conventional polymers, which should reduce their persistence. However, since degradability is highly dependent on process conditions, there is a risk that the materials will not mineralize completely and fragment into microplastics.
Currently, the preferred disposal route for bioplastics, especially by manufacturers, is via organic waste and subsequent waste treatment by composting. During composting intensive process conditions are prevailing, such as increased temperature and strong microbiological activity, which favor rapid degradation of such materials. The material requirements are tested according to test schemes that are partly defined in standards (e.g. the EN13432 for compostability). Although the test conditions demand complete degradation, the test takes place under conditions that do not correspond to realistic composting conditions.
This paper presents field and laboratory tests on the compostability of biodegradable plastics, their effect on compost quality and the presence of biodegradable microplastics.

The DeSort process: A newly developed treatment process for the technically and economically optimised removal of impurities in composting plants

G. Weingrill[1], J. Adam[2], M. Brechlmacher[2], M. Wellacher[3], R. Huber[1] & R. Ellersdorfer[1]
[1)] Binder+Co AG, Gleisdorf, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[3)] Ingenieurbüro Wellacher e.U., Graz, Austria

Compost from biogenic waste contributes to climate protection and sustainable recycling management as a high-quality fertiliser and nutrient supplier for soils. The recovery of contaminated source materials (especially source separated organic waste from households) presents composting plant operators with increasing challenges.
The aim is to meet the market, customer and legal requirements for a high-quality product. In biogenic waste and compost, plastics are the dominanting factor among the interfering substances. With state-of-the-art technology currently used, it is often no longer possible to achieve a satisfactory separation of contaminants. The standard technology includes screening of the compost at 10 mm as well as magnetic separation and wind sifting of the oversize particles. In the course of the FFG project DeSort - Grundlagen für die automatische Erkennung und die sensorgestützte Sortierung von Kunststoffen in biogenen Materialien - a new process concept consisting of screening at 25 mm, wind sifting and sensor-supported sorting was tested. The overall objective is the development of a new compost processing method in order to be able to maintain the qualities concerning plastic contamination on the one hand and, on the other hand, minimise the return flows necessary under the conditions described above and maximise the compost yield. Calculations to date show that only composting plants with a treatment capacity of more than 20,000 t/a are economically viable for investment in the optical sorting of contaminants, especially plastics. Initial market research shows the potential of around 330 plants in the DACH region (Germany, Austria, Switzerland).

Sanitisation of Faeces by Composting According to Austrian State of the Art

E. Binner[1], P. Behnisch[2], Ch. Zafiu[1] & M. Huber-Humer[1]
[1)] Institute of Waste Management (ABF-BOKU), Department of Water, Atmosphere and Environment, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Austria
[2)] BioDetection Systems, Amsterdam, Netherlands

If there is no sewer connection (sparsely populated areas, construction sites, events, etc.), “dry” toilets are a sustainable alternative to "chemical" toilets (Anand 2013). However, the fact that sawdust is used during the operation of “dry” toilets is currently causing problems because this precludes disposal of the residues in sewage treatment plants. Technical composting offers a possible way for recycling. However, the current legal situation does not allow to use faeces for composting. Faecal matter is not included in the positive list of permissible source materials of the Compost Ordinance 2001 (BGBl II Nr. 292 2001) and may therefore not be processed in composting plants. The reason for this is hygiene concerns. Another open question concerns endocrine substances as there are residuals from plastic-additives, cosmetics, medicines, hormones and narcotic drugs etc. At present it is not known whether or to what extent these are degraded during technical composting.

The laboratory rotting test unit (Binner et al. 2002) available at the ABF-BOKU (in which the rotting conditions of composting plants operated according to the Austrian state of the art can be simulated) was used to answer the following questions:

- Is it possible to guarantee sufficient sanitisation of faeces during technical composting?
- Are endocrine substances, drug and addictive substance residues degraded/rendered harmless during the rotting process?

The rotting trials were monitored by evaluating rotting parameters like rotting temperatures, CO_2-concentrations in the waste air, and e.g. total organic carbon, total nitrogen, pH-value). After 4 and 12 weeks of rotting duration, samples were tested for the presence of coliforms and E. coli, salmonella and enterococci. The final samples after 12 weeks of rotting were tested for compost quality (stability, nutrient content, humic acids content and plant compatibility) and for the possible presence of endocrine substances, using CALUX (Chemical Activated Luciferase eXpression) in vitro bioassays (Phan et al. 2021).

The laboratory tests proved that the rotting process was according to the Austrian state of the art. Composts are safe from the point of view of sanitation. The comparison of the input and output samples shows that during composting there is a clear decrease in the negative effects attributed to the endocrine substances. Only 3 of the 10 effect tests carried out with the faecal composts show slightly higher loads compared to the compost without faecal admixture. Since these 3 effects found are all within the same order of magnitude (within a factor of 10), the differences are not to be considered significant. The laboratory rotting experiments thus showed that potentially negative effects of "endocrine" substances are eliminated by the composting process, which indirectly suggests that the "endocrine" substances are largely degraded or converted.

Thermal Enhanced Soil Vapor Extraction – Innovations for Improved Performance

M. Bittens[1] & G. Beutle[1]
[1)] GM Remediation Systems GmbH, Leoben, Austria

Funded by Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Vienna, a research team from business and science (GM Remediation Systems GmbH, S-PEC e.U. and the Montan University of Leoben) is investigating procedural variations to increase the performance of the thermal enhanced soil vapor extraction applied for the remediation of hot-spots. Based on the results of comprehensive laboratory studies, the project 'InnoBLA' developed three new types of heaters, which contribute to the optimization of conventional heaters by means of process-oriented improvements (segmented heaters, heaters with simultaneous injection of air) and by means of the extension of the window of application for the thermal enhanced soil vapor extraction (heaters suited for inclined installation in the subsurface). The project outcomes improve considerably the economic efficiency of remediation projects which are using the thermal enhanced soil vapor extraction as a technique. Mass removal from the subsurface is either realized in a shorter time, or the quantity of installed equipment (heaters, tubes) and technical resources (electric energy, drillings) can be reduced. Heaters installed inclined in the subsurface allow the remediation of hot-spots situated below buildings where conventional heaters cannot be mounted due to restrictions like storey height or running operations. The new types of heaters are being tested in field applications to demonstrate the fit-for-use under real conditions.

Development of physical-biological filters for groundwater remediation of tetrachlorethen and naphthalene

S. Leitner[1], F. Sobanski[1], C. Fernández[1], F. Riebl[2], T. Ugochukwu Ukwamedua[1], G. Soja[3], K. Keiblinger[1], G. Brunetti[2], C. Stumpp[2] & A. Watzinger[1]
[1)] University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Institute of Soil Research (IBF), Tulln, Austria
[2)] University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Institute for Soil Physics and Rural Water Management (SoPhy), Vienna, Austria
[3)] AIT Austrian Institute of Technology, Center for Health & Bioresources, Tulln, Austria

Hydrophobic organic solvents such as tetrachloroethylene (PCE) and naphthalene are volatile organic compounds that account for a large number of soil and groundwater contaminated sites in Europe, as well as Austria. Hence, the overall goal of this study is the development of a physical-biological ex-situ filter for their effective removal. A combined approach of physical adsorption to charcoal and on-sight degradation by microbial consortia was designed for that. Charcoals comprised of internally produced biochars and the gold standard, activated carbon. Microbial consortia were made available by in-house consortia as well as cultures from industrial partner operating in bioaugmentation.
Lab work comprised of various characterization methods including hydraulic and chemical characterization, adsorption isotherms and kinetics and batch and column experiments monitoring adsorption and dehalorespiration of chlorinated ethenes by purge&trap gas chromatography coupled with mass spectrometry and isotope-ratio mass spectrometry (GC/MS-C/IRMS).
Results so far revealed that PCE-sorption to biochars most significantly increased with their production temperature. Though, pursued biochars had to be selected due to their practical use. In addition, high adsorption capacity may influence bioavailability compromising the overall project goal of compound degradation. Microcosm experiments showed various degradation patterns of PCE facilitating the selection of most vital consortia (two in-house cultures and the consortia KB-1® from SiREM) which all showed complete dehalorespiration of PCE to ethene. Isotope enrichment in the carbon of PCE was observed for both, adsorption and dehalorespiration but with major differences ranging from $\delta^{13}C$ (stable isotope ratio of ^{13}C to ^{12}C within PCE) shifts of +0.5 ‰ for adsorption and up to +25 ‰ for dehalorespiration.
The effect of biochar on dehalorespiration of PCE is currently being investigated on a batch scale and is planned to be transformed to column experiments in the near future. Pending tasks also include repeating the work carried out with the second main compound naphthalene.
We will present an overview of the underlying project CHARBAK, funded by the Communal Kredit Public Consult (KPC), as well as up to date project results.

Stimulation of microbial reductive dichlorination of perchloroethene by zerovalent iron (ZVI) – lab- and field experiments

T.G. Reichenauer[1], S. Spindler[1,2], L. Brunner[1,2], S. Primisser[1] & R. Patek[2]
[1)] AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Bioresources, Tulln, Austria
[2)] TERRA Umwelttechnik, Vienna, Austria

Chlorinated ethenes are found at many severely contaminated sites in Austria. Very often these are small sites in urban areas, which makes in situ remediation a good option for decontamination. The aim of the project STIMBAK was to investigate the stimulation of the reductive microbial dechlorination by *Dehalococcoides* with the addition of iron suspensions. In a first phase five sites contaminated with perchloroethene and/or trichloroethene were characterised by physico-chemical and molecularbiological methods. At one of the sites, that appeared suitable for performing a biostimulation experiment, monitoring wells were built and the aquifer material generated during the drilling was used for lab-experiments. The microcosm-experiments in the lab showed that full reductive microbial dechlorination could be induced by addition of molasses to aquifer material and groundwater from the site. Moreover full dechlorination could be accelerated by the addition of iron suspension to the microcosms. In the field experiment repeated amendment of molasses led to a significant reduction in the concentrations of perchloroethene and trichloroethene, while *cis*-dichloroethene and vinyl chloride increase. In addition there was an increase in the cell numbers of *Dehalococcoides* by several orders of magnitude. At the time when this contribution was submitted, the addition of the iron suspension in the field experiment was imminent, thus results will be presented at the conference.

Large scale in-situ soil solidification – a new opportunity for remediation (a case study)

R. Patek, K. Schitzenhofer[1] & H.-P. Weiß[1]
[1)] TERRA Umwelttechnik, Vienna, Austria

The remediation project at the site „Altlast W30, Frachtenbahnhof Praterstern, Bereich Ölgasanstalt“ situated in Vienna can be described as a project of challenging framework conditions. The goal was a remediation of groundwater and soil (relevant parameter PAH) without aftercare, since the site is situated in a valuable and demanded area in the center of Vienna. It is embedded in an about 85 hectare wide area of urban redevelopment, 10,000 new homes for the Viennese people should be built by the end of 2026 and there will be established about 20,000 workplaces in the whole area as well as parks, schools, supermarkets and so on.
Since the future owners will be no remediation experts the site must be cleared without any aftercare, but in a reasonable financial frame and also following a strict timeline.
The project team and their clients had to estimate all pros and cons of remediation methods, resulting in the decision to apply an innovative approach as not state of the art technique would lead to the favoured goals within the prescribed specifications: In-situ solidification is a very useful technology for minor contaminations e.g. under buildings, where the classic „dig & dump“ method cannot be applied. In large scale it was never done before!
In a timeframe of 5 months a more than 8,500 m³ wide body with a special concrete recipe was built in a depth of 10 to 16 m below groundlevel, in 3 different depth-levels.
About 280 colums of concrete with a diameter of 3 m were injected with a defined overlapping, so that there won’t be any cavities where the contamination won’t be fixed.
The results of the groundwater analysis in the run-off are very promising, so hopefully the authorized Austrian Environment Agency can finish their assessment next year and declare the remediation as successfully completed.

In-situ remediation in solid rock and alpine environments - Techniques and possibilities

D. Ruech[1], G. Bures[2] & L. Erpel[2]
[1)] Sensatec GmbH, NL South, Ulm, Germany
[2)] Sensatec GmbH, NL East, Berlin, Germany

Within the remediation market nowadays the “simple” projects are becoming fewer while the challenging sites remain. Commonly these difficult sites are relatively inaccessible, are near buildings or structures, or are located in geologic- and/or hydrogeological challenging environments. Well known remediation techniques such as dig & dump or pump & treat are often not the best solution for these sites, especially when sustainability and resource efficiency are considered. Disposal of hazardous wastes within the Alps region should not be diverted to landfills due to space constraints and the need for long term management of landfills in this type or environmental setting. Waste diversion and containment/encapsulation strategies such as landfill disposal are outdated methods that are not environmentally sustainable with respect to the responsible allocation of energy and material, and human resources.

Recent advances in in-*situ* remediation technology offer an alternative approach to achieve remediation at these sites in a sustainable, timely, and efficient manner while simultaneously overcoming site specific challenges like low permeability (e.g. glacial deposits with dense structures) or rapid groundwater flow (fissured aquifers). To face these challenges, specialized in situ technologies for the targeted remediation of contaminants using various biological, chemical or physical processes were developed within the last years and are bespoken within this article.

Containment and passive decontamination of PFAS soils in technical structures by means of sorption mat

S. Niewerth[1], L. Carbone[1] & H. Lassnig[2]
[1)] HUESKER Synthetic GmbH, Application Technology, Gescher, Germany
[2)] HUESKER Synthetic GmbH, Field Service Austria, Weitensfeld, Germany

Technical structures made of soil, such as noise barriers, infrastructure dams or industrial areas, are increasingly being constructed from substitute building materials. Among other materials, these are soils with environmentally relevant compounds. It is important that the technical earth structures do not lead to harmful contamination of the subsoil and groundwater. Accordingly, containment measures may be required. In the Guideline for PFAS Assessment the German Environmental Agency defined provisional maximum permissible concentrations for the 2:1 liquid/solid-eluate. These values result in a recovery category, which in turn decides on the containment measure to be taken. It is defined that the soil be installed in an unrestricted, open manner if the eluate values of the soil are below given de minimis threshold values. The question arises whether an open, unrestricted installation is equally allowed if it is ensured that the eluate reaches the de minimis threshold concentrations when it emerges from the technical structure. The technical possibility for this is the use of active geocomposites or "sorption mats". In this approach, the infiltration of rainwater into the soil body is used specifically to dissolve the pollutants. The leachate loads itself with the environmentally relevant components and transports them to the water-permeable sorption mat. Here, the water is filtered before it continues to percolate into the subsurface unimpeded and at the allowable pollutant concentration. The advantage of this system is the successive decontamination of the soil body. To determine the performance factors an extensive test program was carried out. Moreover, on on-site test area was constructed. The sorbent presented in this paper shows good properties in laboratory and initial field tests for the four most important performance factors for active geocomposites: a) affinity, b) kinetics, c) capacity, and d) irreversibility. In summary, the sorbents major advantages are:

- It has been shown to bind both long and short chain PFAS.
- About 90 % of the pollutant removal takes place in the first 2 minutes in contact with the leachate. Each additional minute increases the pollutant uptake. This allows the development of thin filter layers for natural leachate flow rates of sandy, silty and clayey soils.
- At around 7,000 µg/g, the capacity is significantly higher than that of other sorbents.
- The chemical mechanism of pollutant removal is not only adsorption by means of van der Waals forces, as in the case of for example activated carbon but a much stronger binding by ion exchange. This form of binding is irreversible and desorption is therefore almost excluded.

The paper and presentation give an overview of the tests and will also highlight interactions between the performance factors.

PFAS at contaminated sites – experiences from Europe and Austria

G. Döberl[1]
[1)] Environment Agency Austria, Vienna, Austria

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are a group of synthetic, persistent organic pollutants that are ubiquitous in the environment due to their broad applications and material properties. Over the past two decades, numerous PFAS-polluted sites have been identified in Europe. Among the most important sources are the PFAS-producing industry, the application of wastewater treatment residues, the use of PFAS-containing fire-fighting foams, and diffuse atmospheric deposition. In Austria, several monitoring programs and studies on the subject have been carried out recently. Based on the results, two cases were investigated in detail. At both sites, the use of firefighting foams led to extensive groundwater contamination.

Sustainable potentials in optimized gas collection and treatment of landfill gas-determination of gas collection efficiency in practice

J. Forsting[1], F. Otto[2] & J. Kanitz[3]
[1)] CDM Smith Consult GmbH, Senior Consultant, Bochum, Germany
[2)] Technische Hochschule Georg Agricola (THGA), Course director and laboratory director, Bochum, Germany
[3)] GGT GbR, Bochum, Germany

The methane-containing landfill gas generated in municipal waste landfills during the conversion of biogenic organic matter has a very high greenhouse gas potential. However, to adequately capture this landfill gas in a heterogeneous pile (landfill body) is extremely difficult, based on decades of experience (complex system of a physical structure, activation of biological and biochemical degradation processes, different temperature and negative pressure levels, etc.).
Various studies have dealt in detail with the gas balance, the computational determination of the gas potential, the quantification of methane oxidation as well as the determination of the theoretical methane emission in municipal solid waste landfills (among others also within the framework of the National Climate Protection Initiative). In the recent past, more and more studies have been carried out comparing gas-technological stabilization measures (both anaerobic and aerobic; different processes) or setting a first benchmark. Due to their nature, the results of the individual publications show a very high scattering of the measurement results on the one hand due to the heterogeneous structure of the respective deposit and on the other hand due to different methods. In all these studies, however, mainly theoretical approaches were used to determine the actual gas capture rate. Empirical investigations for the determination of the actual gas production and the gas capture rate were largely not performed. The main focus of this paper will be to take a closer look at, among other things, deeper landfill sections that have not been optimally investigated with respect to gas balance and gas mobility. In a first literature research, it could be determined that targeted investigations in lower landfill sections were almost not carried out and as a result were not considered. Especially when determining the gas formation potential and a resulting methane emission by means of the common gas prognosis models, these waste quantities, which are not covered by gas technology, are fully included in the calculation models. As a result, there is naturally a large discrepancy in the comparison between the calculated gas potential and the actual gas capture. However, the empirical values of CDM Smith as well as individual considerations of landfill operators (including in a UFO Plan study from 2018) rather indicate a realistically achievable capture rate of the currently formed landfill gas between 40 and 50 % with a good gas capture system. Thus, significantly less than 50 % of the landfill gas that can be captured would still be adequately captured or recovered. However, subject to the possible additional uncertainties to accurately determine the gas capture rate, it is also the theoretical gas formation rates (determined/calculated using gas prediction models) that take into account uncertainties to the deposited degradable constituents, individual degradation rates, etc. In the past, the input parameters (such as DOC, DOC_f, k-values) were then frequently adjusted or the respective calculation model modified. These methane-containing, unrecorded landfill gas quantities are certainly not in the short term as methane emission, but over time certainly have a non-negligible share as GHG potential (related to CO_2 - GWP factor 28). Besides the application of common landfill gas models (also international, UK/USA) empirically determined data from investigations starting from the landfill body are indispensable. Especially deeper landfill sections, which up to now have been moderately to poorly gas-technically recorded, will be more closely illuminated by the use of special liners or the targeted depth-zonal investigation of lower areas. The envisaged project will certainly go into detail on the investigations that have already been carried out. Already developed target values and set benchmarks will be taken into account in the individual work packages and will partly also be used as input parameters in various calculations. The goals set in the joint project are to be achieved, among other things, through bachelor's and master's theses, specific investigations on gas collection facilities on site (in situ), laboratory experiments (in vitro) and through the development of mathematical models (adaptation of gas prognosis models, derivation of flow models in heterogeneous heaps, development of application tools).

Energetic subsequent use of the landfill site of Klagenfurt Hörtendorf landfill site

J. Novak-Passegger[1], G. Bogensberger[2] & U. Werzin[2]
[1)] UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH, Klagenfurt am Wörthersee, Austria
[2)] Magistrat der Landeshauptstadt Klagenfurt am Wörthersee, Abteilung Entsorgung, Austria

The „Klagenfurt Hörtendorf landfill site“, classified as „contaminated site K2 Hörtendorf" by the Federal Environment Agency, is located in the east of Klagenfurt am Wörthersee and was operated as a residual waste landfill in an exploited clay pit. The landfill site has been in operation since 1973 as a residual waste landfill (reactor landfill). The previously existing clay pit was filled up with waste material to ground level and in further succession, the deposit was continued as a heap dump. The landfill was constructed with an intermediate berm, whereby the approximately 40,000 m² comprehensive area plateau has a height of around 22,0 m above the ground level. The landfill is currently in the aftercare phase, with a final surface covering according to the former state of the art in the form of a two-layer mineral sealing layer, only being applied to the approx. 70,000 m² flanks of the landfill. The plateau area of the landfill currently only has a temporary cover and is therefore not sealed against the influence of meteoric water. Since landfill gases continue to form in the body of waste, the landfill has an active degassing system with around 100 filter wells, a horizontal gas pipe system and numerous gas control stations. In accordance with the permits that have been in force since 1991, the collected landfill gas was used on a nearby property to operate gas engines to generate electricity and heat until 2019. This recycling measure had to be discontinued for reasons of economy, although since 2020 the landfill gases have been thermally treated by using a high-temperature flare, which has been adapted to the latest technology. For the purpose of planning and dimensioning the new compressor station and flare system, a landfill gas forecast was carried out in advance of the measures based on the deposited waste quantities and based on the empirically determined gas data from the gas engines. Furthermore, an actual status survey of the entire landfill gas collection system was carried out in order to be able to derive definite technical measures on the landfill body or the horizontal collection system. Based on local surveys and measurements at the gas wells, it was found that local deposit areas of the old landfill had significant methane concentrations in the landfill gas of up to 61.8 %. According to this, it was recommended to carry out a renewal of the horizontal gas detection system and a rearrangement of the control stations in the interests of landfill aftercare. A drone flight and photorealistic 3D model of the entire surface of the landfill were carried out in order to record local settlements and lowering caused by biodegradation of the organic matter. The model showed local subsidence and lowering on the landfill plateau of up to 3.8 m in relation to the average level at the top of the landfill. Accordingly, a reprofiling of the landfill surface was developed as part of the AWG submission process as safety measure and with respect to future subsequent use of the landfill body. The construction work took place in terms of adapting the landfill surface (landfill top) to the state of the art of in 2021/2022 by covering the surface with tested soil material of the appropriate quality. Since damage and malfunctions of the degassing and gas collection system have been identified, the horizontal degassing system at the top of the landfill (approx. 40,000 m²) was completely renewed after the reprofiling was completed. In this context, all filter wells were uncovered and adapted to the new terrain structures and requirements after reprofiling by extending the vertical collecting pipe. The gas control stations were merged and the connection points in the stations were fully allocated. After the construction works, wells, pipes and control points were measured in terms of position and height, checked regarding the required gradient and, after approval, the pipes were embedded and buried with sand. In the future, the landfill site will be used as a location for the generation of electrical energy by using the areas for photovoltaic systems in accordance with the AWG submission project that is in the approval phase and the approved application for dedication by the City of Klagenfurt. In this context, only the area of the waste heaps (landfill area) is relevant. According to the AWG submission project, measures for the transfer of surface water are required for the landfill. The areas of the landfill plateau are provided with a technically sealed roof construction as an alternative to conventional surface sealing in accordance with the Landfill Ordinance. The landfill top with an area of approx. 40,000 m² is provided with a technically tight roof that permanently prevents meteoric water entering the landfill body. Partial areas of the roof are kept open for a limited period (uncovered partial areas amounting to approx. 10 – 15 % of the total area of the landfill top) to ensure a controlled and dosed entry of meteoric water – for the temporary maintenance of the biological degradation processes within the landfill body (decomposition of organic matter).

Software Tool for assessing the aftercare costs of landfills

S. Holy[1], J. Fellner[1], D. Laner[2], M. Schuster[3]
[1)] Institute for Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria
[2)] Department of Civil and Environmental Engineering, University of Kassel, Kassel, Germany
[3)] Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Vienna, Austria

In general, the aftercare period of a landfill lasts much longer than the deposition phase. In Austria the operators are responsible for funding and carrying out aftercare activities. The aftercare management and the related financial security have to be maintained by the operators until the authorities agree to aftercare completion. There is a severe risk of funding shortage, because financial securities are to be accrued for a legally required period of 30 years of aftercare and because actual aftercare management might last much longer. Observations in Austria in recent years have also shown that some landfills operators have failed to fulfil their aftercare obligations due to missing financial resources.
In the present paper, a simulation model (software tool) is presented which allows assessing the time and costs of landfill aftercare taking the type of waste, the technical landfill equipment (e.g. top cover, base liner) and the local conditions (e.g. vulnerability of groundwater, surface waters) into account. The model represents an extension of existing models developed during the last decade at TU Wien. The existing model framework enables the user to assess the necessary time of landfill aftercare depending on the aftercare strategy (e.g. type and time of top sealing). Thereby the pollutant release from the landfill and its potential transport through the subsurface to different points of compliance in the environment (e.g. groundwater) are calculated. The new model additionally allows assessing the related costs of different aftercare measures and thereby enables the user to compare different post-closure strategies with respect to their overall costs for the time of necessary aftercare. Hence, operators or authorities get valuable information of how to minimize aftercare costs and make best use of the limited financial resources built up during the operation of the landfill.
Case studies of Austrian landfills are used to validate the model and to estimate aftercare costs in relation to site-specific conditions. Apart from the methodological basis of the model, its user interface is presented and it is applied to a case study.

Quantitative characterization of landfills: Petrophysical joint inversion of complementary geophysical data

M. Steiner[1], T. Katona[1], J. Fellner[2] & A. Flores Orozco[1]
[1)] TU Wien, Department of Geodesy and Geoinformation, Research Unit of Geophysics, Vienna, Austria
[2)] TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

The globally predominant disposal of municipal solid waste (MSW) in landfills leads to the production of landfill gases, which on the one hand account for a considerable part of global greenhouse gas emissions and on the other hand represent a potential hazard for the population, especially in populated areas. A crucial factor for the generation of landfill gases is the water content within the landfill body. Information regarding the waste composition as well as the moisture content within the landfill body permits the delineation of areas with an increased potential for methanogenic fermentation of the deposited waste and thus the production of landfill gases.
Traditional investigation methods such as laboratory analysis of waste samples provide direct information with respect to relevant parameters, yet the spatial resolution is limited by the number and distribution of sampling points. Geophysical methods allow the investigation of landfills with high spatial and temporal resolution while performing the measurements non-invasively. In this study we present the quantitative estimation of the water content as well as the porosity and the air saturation within MSW landfills through petrophysical joint inversion of seismic and electrical data due to their complementary sensitivities with respect to the landfill properties. The influence of fine-grained sediments or organic matter on the observed electrical properties of the subsurface is modeled by considering electrical data collected at two different AC frequencies, which is essential to ensure a reliable quantification of the water content.
We apply the PJI to seismic and electrical data measured along a profile at the Heferlbach landfill (Mannswörth, Austria) in Oktober 2020. The focus of this study is the quantification of the water content within the landfill and to characterize the landfill geometry. The water content resolved through the PJI can be validated by the water content obtained from waste samples collected at the site. Differences between the inverted and the measured water content can be accounted to the location of the sampling points away from the profile and the heterogeneous composition of the waste in the near-surface region (up to about 2 m depth). Moreover, our subsurface models show that areas with high water content (more than 20 %) are simultaneously characterized by a strong polarization response (more than 5 mS/m; confirmed by independent geophysical surveys). This observation indicates an increased biogeochemical activity, with the associated methanogenesis reflected in the observed increase in the concentration of landfill gases. In addition, we can show from the inversion results that the air saturation model of the pore space, in particular, is suitable for reconstructing the landfill geometry. Within the landfill, we find air saturation of at least 50 % and less than 20 % in the natural materials, and the inferred position of the landfill base is consistent with the landfill depth measured at various sampling locations.
Future developments of the PJI method should address the improved description of the hydrological properties based on refined models describing the observed seismic and electrical signatures. Moreover, the modified petrophysical model could also take into account the presence of metallic materials within the landfill body to expand the scope of applicability of the PJI method.

Feasibility of landfill mining in Brandenburg state

U. Stock[1], R. Leonhardt[2] & E. Casals[2]
[1)] State Office of Environment, Department Technical Environmental Protection 1, Potsdam, Germany
[2)] CDM Smith Consult GmbH, Area Environment/Energy, Berlin, Germany

In 2020 a theoretical study regarding the feasibility of landfill removal on locations in the outskirts of the Berlin metropolitan area was conducted by Kassel University (Division for Resources Management and Waste Technologies) within the framework of the INTERREG COCOON-Project. The intention was to validate the feasibility of a land gain for housing by removing landfills. In an approach to further deepen the understanding of the relevant parameters for such landfill mining, a consecutive study was performed for 9 locations in the vicinity (exurbs) of the Berlin metropolitan area. For the respective sites, their locations, extension, volume of wastes deposited as well as the cost of removal and final deposition or recycling of the removed wastes were determined. The potential cost was compared with the actual prices of land suitable for housing construction. As a result, 3 sites were identified, where a removal of the landfill would have a positive cash value and thus would be suitable. It was suggested to proceed with further detailed investigations, especially regarding the waste characterization and exact volumes of waste deposited. In a next step, the respective communities should further evaluate their plans for a landfill mining.

Assessment of secondary raw materials from mine dumps on the example of Bleiberg, Carinthia

S. Dollinger[1], L. Marousek[2], S. Elmer[3], H. Nussbacher[4] & F. Melcher[5]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Geology and Economic Geology, Leoben, Austria
[2)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Geology and Economic Geology, Leoben, Austria;
NOW: Smart Minerals GmbH/TU Wien, Wien, Austria
[4)] GKB-Bergbau GmbH, Bärnbach, Austria
[5)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Geology and Economic Geology, Leoben, Austria

An estimated 3 Mio. m^3 of material have been dumped at more than 200 sites around the now inactive Bleiberg-Kreuth mining area in Carinthia. Along with Mežica in Slovenia and Raibl in Italy, the Bleiberg mining district is the largest lead-zinc deposit in the Alpine region. In the past, over 2 million tons of lead and zinc, as well as several hundred tons of molybdenum, germanium and cadmium have been extracted from carbonate-hosted Pb-Zn ores. Mineralogical and chemical investigations of the dump material were performed in the framework of the COMET project "Competence Network for the Assessment of Metal-Bearing By-Products" (short: COMMBY) at the Montanuniversität Leoben in co-operation with the project partner GKB-Bergbau GmbH. The COMMBY project deals with the characterization and evaluation of secondary raw materials as well as with process optimization. Subsequently, a guideline for the classification of secondary raw materials will be developed.
Sampling was carried out in 2019 using walking excavators at the Matthäus, Altstefanie and Glück dumps. In 2021 further sampling on the Matthäus dump was carried out in a grid with a distance of 15x15m.
The aim of the work is to determine the metal concentrations - especially of lead (Pb), zinc (Zn), molybdenum (Mo), cadmium (Cd) and germanium (Ge) - on the Matthäus, Altstefanie and Glück dumps. The focus was also on the comparison of different analytical methods. XRF and portable XRF (pXRF) were compared for the chemical investigations of the Matthäus dump in 2021. Measurements with pXRF in the field show very different values compared to XRF on fused beads and pXRF on powders. The representative material from the Matthäus dump analyzed with XRF on fused beads contains 0.06% Mo, 0.13% Zn and 0.67% Pb as an average of all sampling points.
Float-sink analyses were performed for samples collected in 2019 to classify different grain size fractions into light (<2.67 g/cm^3), medium, and heavy (>3.0 g/cm^3). The heavy fractions of Matthäus dump for grain sizes 1-0.1 mm contain in average nearly 4% Mo, ~16% Zn, and ~33% Pb (ICP-MS). Especially the molybdenum content is much lower at the Altstefanie and Glück dumps. By means of X-ray diffraction, almost 70% cerussite ($PbCO_3$), ~8% galenite (PbS) and ~9% wulfenite ($PbMoO_4$) could be determined as valuable minerals for the grain fraction 100/40 µm of the Matthäus dump.
For mineralogical characterization, a scanning electron microscope and the program SmartPI™ from ZEISS were used. The use of this "Smart Particle Investigation" allows the measurement of an area of particles with graphical illustration and automated mineral assignment. The important metals are bound to the minerals wulfenite (Mo), galenite (Pb), cerussite (Pb), sphalerite (Zn, Cd, Ge) and smithsonite (Zn), which occur mainly in grain sizes <1 mm. However, at grain sizes <0.3 mm the metal-rich particles are mostly separated from the surrounding rock. Some of the heavy metals are bound to poorly soluble, fine-grained iron-oxyhydroxides. In the coarser fractions, the valuable mineral phases are embedded in the carbonate host rock or within gangue minerals (carbonate, barite, fluorspar, quartz).
The combination of chemical and mineralogical investigations with mineral processing methods allows a reassessment of the dump material as a probable future raw material source.

Genesis of MSWI fly ash: New insights using thermodynamic modeling

M. Wolffers[1], D.A. Kulik[2], G.D. Miron[2], U. Eggenberger[1] & S.V. Churakov[1,2]
[1)] Universität Bern, Institute for Geological Sciences, Bern, Switzerland
[2)] Paul Scherrer Institut, Laboratory for Waste Management, Villigen, Switzerland

Fly ashes from municipal solid waste incineration (MSWI) contain considerable amounts of heavy metals and are therefore deposited on landfills. The recovery and recycling of these heavy metals make a valuable contribution to the sustainable closure of material cycles, as metals from primary raw material mining can partly be substituted. MSWI fly ash consists of boiler- and electrostatic precipitator ash and contains significant concentrations of heavy metals (e.g., Zn, Cu, Cd, Pb). From the year 2026 onwards, it will be mandatory to recover the heavy metals from fly ashes prior to deposition, e.g. with acid leaching. In order to improve the heavy metal leaching from MSWI fly ash, detailed knowledge on the geochemical characteristics and especially on the binding form of these heavy metals is of paramount importance. In a previous study, a detailed chemical and mineralogical characterization was performed on the different MSWI ashes that form along the flue gas path (empty pass-ash (EA), boiler ashes (BOA) and electrostatic precipitator ash (ESPA)) from six Swiss MSWI plants. It has been shown that the characterization of the very fine-grained ashes, especially for heavy metals with low concentrations (Cu, Pb, Cd), reaches its limits with conventional methods (XRD, SEM). This study therefore uses thermodynamic modelling as complementary approach to better understand the partitioning and binding forms of the heavy metals during cooling of the flue gas.

Thermodynamic calculations were performed with the method of Gibbs energy minimization (GEM) using GEMS software package, whereby the flue gas composition was estimated based on annual mass balances from the investigated MSWI plants. The effect of flue gas composition (e.g. variation in O_2 content, S/Cl ratio) and temperature on the partitioning between gas and solid state and on differences in thermodynamically stable mineral phases were investigated with special interest in heavy metal bearing phases. The cooling of the flue gas was simulated using batch reactor simulations, where thermodynamic equilibria on a defined flue gas composition is calculated at selected temperatures).

The phases that were predicted to be thermodynamically stable for the reference scenario are in good agreement with the phases forming along the flue gas cooling path at the incineration plant, as reported in our previous study. The calculations reveal a relationship between the flue gas composition and the thermodynamically stable phases. It was observed that variations in the S/Cl ratio of the flue gas have greater impact on the equilibrium phase assemblages than variation in the O_2 content. In the systems with S/Cl ratio < 1, Zn and Cu were calculated to be stable as oxides (and silicates) at temperatures > 300 °C, followed by the formation of chlorides at lower temperatures. Pb and Cd are predicted to form chlorides below 425 °C. At molar S/Cl ratio > 1, sulfates are calculated to be the dominant mineral phases.

The presented thermodynamic model of the cooling of flue gas in a MSWI incinerator represents a powerful complementary approach to better understand the genesis and mineralogy of MSWI fly ashes, and contributes to a more detailed understanding on the transport of heavy metals along the flue gas cooling path and their changes in binding forms along the flue gas cooling path.

Comparative study on different metal recovery technologies for MSWI bottom ash in Switzerland

U. Eggenberger[1], M. Wolffers[1] & G. Weibel[1]
[1)] Institut of Geological Sciences, Universität Bern, Switzerland

In Switzerland, the recovery of non-ferrous metals (NF metals) from Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) plants prior to landfilling has been legally required for more than 10 years according to the state-of-the-art. Today, the processing of bottom ash and the resulting metal recovery and recycling have reached a high level and the currently threshold limit value of 1 wt.% NF metals in the grain size range of 2-16mm is in some cases significantly undercut. Various new technologies contribute to this development towards bottom ashes with low residual metal contents. In the near future, decisions on bottom ash reprocessing technologies will be made in some MSWI plants. For this reason, decision-makers, plant operators and representatives of the cantonal environmental offices have approached the Federal Office for the Environment (FOEN) to carry out a comparative study of the various reprocessing technologies.

As part of the "MetExSlag" project, four different metal recovery plants were investigated with the aim of determining metal recovery rates, metal quality (determined by smelting yields) and residual bottom ash quality by mass balances including all output streams. The comparison includes dry and wet discharge bottom ash technologies from a variety of technologies: conventional technologies such as crushing, grinding, Eddie current separation, and density separation tables, as well as electrodynamic processes for liberating metals from bottom ash components. To ensure representativeness, large sample volumes and adapted sampling designs were used to reproduce normal operating conditions.

Thus, 100 t of separated iron-free fractions, referred to as Q1 quality, were collected from each of the four plants. These Q1-grade fractions were then individually refined in a subsequent processing step at a metal refining facility, producing 18 individual concentrates, including NF-heavy, NF-light, two mineral fractions, and others. The refined fractions are referred to as Q2 grade.

The results of this Q2 mechanical refining process show that there are large differences in the metal content of the different separated Q1 NF-fractions from different technologies. The NF metal recovery varies between 42 and 81 wt%, with electrodynamic separation and dry discharge showing significantly higher NF metal contents in the Q1 separations. Compared to the overall metal separation efficiency in terms of the remaining NF metal content determined chemically in the metal-depleted bottom ash, the differences become much smaller, ranging e.g. from 59 to 81 % for Al and 36 to 58 % for Cu. Here, it was shown that more intensive mechanical processing using conventional separation technology in combination with a less selective metal separation is very efficient.

Although all four plants are state-of-the-art, a total of about 50 % of Al, Cu, Zn and Pb is still deposited in landfills with the "depleted" bottom ash.

SELFRAG technology - the key to the next generation of treatment plants for MSWI bottom ash

A. Glauser[1] & A. Weh[1]
[1)] SELFRAG AG, Kerzers, Switzerland

The combustion of non-recyclable municipal solid waste (MSW) is mandatory in Switzerland and produces 800,000 tons of bottom ash annually. Because of their high particulate metal contents, metal recovery is demanded by the Swiss Waste Ordinance. However, approx. 85 wt.-% of the bottom ash with elevated heavy metal concentrations remains. In Switzerland the recycling of such residues is restricted by high standards and thus, bottom ash is landfilled. However, the ensured and available national disposal capacities in Switzerland are limited and disposal costs increasing. In addition, circular economy approaches start to question the current practice. Thus, the recycling of suitable mineral fractions from bottom ash is becoming more important.

Currently, SELFRAG is realizing a new plant for bottom ash treatment with the target to reduce the amount of landfilled bottom ash substantially. The combination of bottom ash washing, mining and recycling technologies with the selective fragmentation of SELFRAG's high voltage pulse power process allows to utilize more than 50% of the incinerator residues. The key element of the plant is the selective fragmentation, a process using pulsed high voltage discharges to fragment materials along phase boundaries. Conductive phases in the bottom ash like metal inclusions or areas of enriched heavy metal contamination attract these discharges absorbing most of the fragmentation energy. This results in the selective liberation of encapsulated particulate metals, and a size reduction of contaminated particles. Standard sorting technologies recover the particulate metals while the contamination is transferred into the undersize particles by simple classification. The minerals in the remaining oversize particles undergo a final cleaning step to minimize heavy metal contamination.

Depending on the bottom ash composition ~14 wt% metals, 2-3 wt% unburnt material, 10 wt% iron oxide and 23-33 wt% mineral fractions are recovered. The composition of the mineral fractions is silicate dominated with a mineralogy abundant in amorphous shares and transit minerals like quartz, feldspar and pyroxene. The iron oxide shows an average Fe_2O_3 content of > 50 wt%, with a mineralogy dominated by amorphous shares and the ferrous phases wüstite, maghemite and magnesioferrite.

To recycle these fractions as secondary raw material in Switzerland's building industry, high quality standards must be met, and no contaminants are to be transferred into the building products. This is ensured by collaborating with industry partners, resulting in specific fractions adjusted to the needs in industrial processes. Further the fractions must comply with the legal criteria of the Swiss Waste Ordinance. Mainly threshold values for selected heavy metals must be met to recycle waste materials in the cement or concrete industry. The mineral fractions and the iron oxide comply with these demands, enabling their recycling in the Swiss cement clinker production.

In summary, with the recovery and recycling of mineral fractions from bottom ash in its new plant, SELFRAG takes on a pioneering role realising a novelty in Switzerland. Moreover, SELFRAG's concept also attracted attention in other countries interested in a more sustainable and save recycling of bottom ash fractions. Thus, to achieve a sustainable and functional circular economy these efforts are crucial and hopefully contribute to trigger further innovations in this direction.

Optimization of the mineral fraction of municipal waste incineration ash for use in concrete

I. Vateva[1] & D. Laner[1]
[1)] University of Kassel, Research Center for Resource Management and Solid Waste Engineering, Kassel, Germany

Globally, concrete is the most used construction material. It consists of cement, water, aggregates, and additives. Concrete, in particular cement, production is energy and resource-intensive. In Germany, approx. 6 million metric tons of bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI) are produced annually. MSWI bottom ash consists of valuable ferrous and non-ferrous metals, mineral residues, and unburnt organic matter. Metals are typically recovered to various degrees during processing and the residual mineral fraction is either used as a construction material for landfills and road subbase layers or disposed of. Due to its physical properties, the mineral fraction of MSWI bottom ash is suitable for use in concrete. However, the high soluble salt content and the residual metallic aluminum content, prevent such utilization without further treatment. In the alkaline environment of the concrete, the metallic aluminum forms hydrogen gas, which leads to increase in volume and concrete degradation.
The aim of the research project HMV-Öko-Beton is to optimize the processing of MSWI bottom ashes in order to enhance the quality of the mineral fraction for use as aggregate and binder substitute in concrete products. In this way, high-quality, quality-assured, and environmentally beneficial recycling routes will be established for MSWI bottom ash and the ecological footprint of concrete products will be reduced. In this context, a major focus is on the use of the finest fraction < 0.25 mm as a substitute for cement.
As a first step, MSWI bottom ash was sampled from the Kassel waste-to-energy plant and characterized. The chemical and physical properties of the samples were analyzed as a function of grain size (sieve analyses, manual sorting, XRF, ICP-MS and IC, soda-attack method for the determination of metallic aluminum) and afterwards dry and wet processing routes were tested on the lab and pilot scale. During processing, metals were extracted as far as possible to produce high-quality mineral fractions. After metal removal, the coarse fractions were used as a substitute for natural aggregate in concrete. The fine fraction < 2 mm was further processed by washing to reduce the soluble salt content and then wet-ground to achieve an optimum grinding fineness for packing density optimization and binder substitution. To check the quality of the processed mineral fraction, tests were carried out in accordance with the new regulation on the use of secondary building materials in Germany (leachate production with an L/S ratio of 2 l/kg and investigation of the specified parameters). For each processing route, material balances were established on the mass, material and substance levels to quantitatively evaluate treatment performances. The next steps in the project will be to produce precast concrete specimen using the processed mineral fractions. The concrete products will be evaluated in terms of environmental and building material performance and a life cycle assessment will be carried out to evaluate the recycling of MSWI bottom ash from an environmental perspective.

Copper recovery from bottom ashes of thermal waste treatment by flotation

S. Keber[1], M. Müller[1], T. Elwert[2] & D. Goldmann[1]
[1)] Clausthal University of Technology, Institute of Mineral and Waste Processing, Recycling and Circular Economy Systems, Clausthal-Zellerfeld, Germany
[2)] Clausthal-Zellerfeld, Germany

The fine fractions of bottom ash from thermal waste treatment can have copper concentrations comparable to those of ores from primary raw material extraction. While the processing of the coarse fraction (>2 mm) is state of the art in Central Europe, research is still needed for the fine fractions.
Since a significant part of the copper in the fine fractions is not in metallic form. However, as oxides or other chemical compounds, they cannot be recovered via established processes such as eddy current separation. A possible approach could be the flotation of the bottom ashes. This paper presents the results of studies on the recovery of copper from the fine fractions of bottom ash by flotation.
First, a mineralogical and chemical characterisation of the ashes was carried out. The chemical analysis showed a copper concentration between 2604 and 3125 ppm. The mineralogical analyses were carried out with an electron beam microprobe and P-XRD. No pure copper was found in metallic form. The copper is predominantly bound as oxides. To a lesser extent, copper can be found as copper sulphide, and these particles may be coated with a copper oxide layer. Besides glass and quartz, mineral compounds can be identified as the main phases of the matrix, which have their origin in building materials such as cement and gypsum.
Based on these results, copper oxides (tenorite, cuprite) and copper sulphide (covelline) can be identified as the most critical minerals for possible copper recovery. Due to the high complexity of the ashes, the presented investigations focus on selective flotation using thiourea, thiophosphate and thiocarbamate-based collectors. For the group of thiourea-based collectors, S-n-dodecyl-isothiourea was investigated. Danafloat 245 was selected as a representative of the thiophosphate-based collectors and Cyctec AREO 3473 and AERO MX-5160 as thiocabarmate-based mixtures. These collectors were selected from a large number of other collectors by means of collector screening. Flotation tests on single minerals show a high hydrophobic effect of these collectors on the copper oxides. Measurement of the contact angle at the main matrix phases shows an interaction between the collectors and the matrix compunds gypsum and cement. While the gypsum is hydrophobicised, cement gets mor hydrophilic for reasons that are still unclear. The thiourea based collector also shows a high hydrophobic effect on the SiO_2-based constituents quartz and glass.
Flotation experiments in the Hallimondtube with different solutions show that Ca^+ ions negatively influence the flotation results. This mainly affects the thiocarbamate collector AERO 3473, where the yield is approximately halved.
Investigations with generic mixtures consisting of copper oxide and the individual main phase components in a mechanical flotation machine show, in particular with the phases introduced by cement, no significant hydrophobisation of the copper oxide. The use of organic depressant can significantly improve the hydrophobic effect and thus the yield of copper. The depressants used include alginic acid and carboxymethylcellulose. A copper yield of approx. 90 % with enrichment of up to 24 could be achieved.
Due to the high complexity of the ashes, it cannot be ruled out that not all effects could be determined in the investigations on synthetic materials presented here. Therefore, the flotation regime must be further adapted, or additional reagents must be used when transferring to the original bottom ash.

Removal, Characterization and Recycling Opportunities of Glass from Fluidized Bed Ashes from Waste Incineration Plants

J. Mühl[1], F. Feher[1], S. Skutan[2], G. Stockinger[3], G. Weingrill[4] & J. Lederer[1]
[1)] TU Wien, Christian Doppler Laboratory for a recycling-based Circular Economy, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering (ICEBE), Vienna, Austria
[2)] Ingenieurbüro Stefan Skutan e.U., St. Andrä-Wördern, Austria
[3)] Brantner Österreich GmbH, Krems, Austria
[4)] Binder+Co AG, Gleisdorf, Austria

In Austria, about 90% of mixed municipal solid waste is incinerated. The solid residues that remain after the firing process account for up to 25% of the incinerated waste amount. Depending on the firing technology, the composition of the remaining residues differs. In the case of fluidized bed combustion plants, which make up four of eleven waste incineration plants currently in operation in Austria, the residues are called fluidized bed ashes (FBA) and mainly consist of metals, glass and other mineral material. Except for metals, which are removed from the FBAs, the bulk of the ashes is generally disposed of in landfills although large amounts of glass can usually be found in the mineral fraction.

To determine the glass content and properties in FBAs, three FBAs were treated on an industrial scale. The obtained mineral fractions were sieved and additionally treated in pilot plants for improved metal separation and glass removal of the coarser grain size fractions (8-35 mm). The glass fractions gained by separation were weighed and characterized by manual sorting and XRF analysis.

The glass yields in the three FBA fractions 8-35 mm were 59%, 64% and 73%, respectively, demonstrating the high amount of glass in FBA. However, contaminants such as metals and inert materials (e.g. ceramic, stones, and porcelain) are separated together with glass cullets. These made up 0% to 8% for metals and 3% to 21% for ceramic, stones and porcelain, depending on the origin of the FBA. Ashes with higher glass yield show a lower contaminant rate and vice versa. This connection makes glass recycling especially reasonable for FBA with high glass amounts.

Possible recycling paths for the glass are the packaging glass industry or the construction sector, where the usage of foam glass gravel or aggregate can be mentioned. To avoid downcycling, the packaging glass sector should be prioritized, albeit the quality requirements are far stricter in this application and can only be met if further treatment steps of the glass fraction are taken. Therefore, additional separation of metals and ceramic, stones, porcelain as well as the removal of lead glass or heat-resistant glass should be considered.

Characterisation and processing of residual materials from the steelwork industry

L. Marousek[1], H. Flachberger[1], C. Sorger[2] & T. Griessacher[2]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria
[2)] Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH, Graz, Austria

Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH, located in the centre of Graz, is a traditional company that manufactures reinforcing steel from 100% scrap. This scrap is melted in an electric arc furnace, metallurgically treated, and cast as crude steel into billets before being processed in a rolling mill. Marienhütte is also one of Austria's major recycling enterprises, producing roughly 400,000 tons of reinforcing steel each year.

Despite a high rate of internal and external recycling, residual material fractions are produced throughout the production process that are now only utilised in a restricted way or not at all, or they are landfilled because of the components they contain, which results in additional expenditures. This produces by-product streams known as "sweepings," which occur both during smelter operation in the plant ("smelter sweepings") and as (mostly non-magnetic) residue of the scrap input materials ("wagon sweepings"). Due to annual output, the internal waste portion is around 1%, or approximately 4,000 t. If this waste is based on global crude steel output from electric arc furnaces, which is now approximately 523 million t according to the Steel Statistical Yearbook (2020), the amount may be as high as 5.23 million t. In keeping with the zero-waste idea, Marienhütte has set a goal of discovering a better approach to treat and recycle these remaining waste fractions.

The two sweepings were classified based on processing characteristics, called fractional analysis. The primary goal of the characterisation effort was to assess the quality and quantity of the essential processing phases, as well as to find differences in properties required for effective separation. In the fractional analysis, previously created particle size classes of the sieve analysis were manually categorised into material classes according to their visual impression based on the material compositions.

Due to the results of the fractional analysis, an idea for a feasible processing procedure for wagon sweepings could be developed and tested in a pilot test. The processing procedure covers several steps of screening, magnetic and eddy current separation. The metallic fractions generated have the potential to be reused as secondary metal source materials. Non-metallic fractions, for example, might be processed further as industrial waste or shredder pre-material.

Investigations of smelter sweepings in compliance with the Austrian Waste Management Act revealed a cost-saving potential, with such a screening step reducing the amount of hazardous waste by around 76 %.

Improving the dry magnetic separation of BOF-slag by applying an innovative pre-treatment process

S. Wölfelschneider[1], H. Schmid[2], M. Omran[3], M. Häuselmann[4], L. Gronen[5], A. Morillon[5], R. Pietruck[1] & D. Adolphy[1]

[1)] VDEh Betriebsforschungsinstitut GmbH, Resource Technology Feedstock, Düsseldorf, Germany
[2)] voestalpine Stahl GmbH, Research and Development, Linz, Austria
[3)] Oulun Yliopisto, Process Metallurgy Research Group, Oulu, Finland
[4)] K1-MET GmbH, Resources and Recycling, Leoben, Austria
[5)] FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V., Secondary Raw Materials / Slag Metallurgy, Duisburg, Germany

In order to move towards a circular economy, which is a European directive, the rate of internal basic oxygen furnace (BOF) slag recycling needs to be increased. However, the use of BOF slag as an iron oxide carrier is hampered by the phosphorous content of the slag. Thus, it is necessary to separate the iron (Fe) containing phases from the dicalcium-silicate (C2S), which incorporates most of the phosphorous.
In regularly processed BOF-slag the crystal grain size is small (< 30 µm). Additionally, the slag texture often shows intricate intergrowth of different minerals. All this makes an efficient separation into an Fe-rich and C2S-rich fraction difficult, as grinding to a very fine particle size (below 20 µm) would be necessary for sufficient mineral liberation.
Therefore, an innovative pre-treatment process is devised, consisting of slow-cooling in the liquid state to generate a more favourable crystal texture and grain size as well as microwave irradiation in the solid state to generate intergranular cracks. For slow-cooling, the self-insulating properties of BOF-slag are used. After the slag is cooled in the slag pot or in a dug-out compartment in the slag yard, the slag is crushed. The crushed slag is then microwave irradiated using a multi-mode microwave oven for batch operation or a resonance cavity device for continuous operation. Afterwards, the product is comminuted to a particle size in the range of 56 to 100 µm. Dry magnetic separation (DMS) is chosen as a final treatment step to separate the slag into an Fe-rich and a C2S-rich fractions because it retains the hydraulic activity of the remaining C2S-fraction, which is considered for use in external applications.
The results indicated that the slow cooling leads to larger crystal grain sizes of wuestite and C2S and, in some cases, reduced intricate intergrowth. The change in texture is analysed quantitatively by image analysis. The effect of microwave irradiation is the formation of intergranular cracks. The crack formation intensifies with increasing microwave power density and irradiation duration until the micro-wave active minerals, begin to sinter. Furthermore, it is observed, that the microwave irradiation under ambient air atmosphere leads to an additional oxidation of wuestite in the solid slag. This results in an increased magnetic susceptibility, enhancing the separation efficiency in comparison to untreated reference samples. Investigations to quantify the individual contribution crack formation and solid-state oxidation to the improvement of the separation are ongoing. In conclusion it can be stated that the observed effects of slow-cooling and microwave treatment in combination allow for sufficient mineral liberation at particle sizes up to 100 µm in comparison to the reference sample. Hence, the pre-treatment process improves the overall separation of the BOF-slag by DMS.

The study is a part of the ongoing Research Fund for Coal and Steel project Slagreus “Reuse of slags from integrated steelmaking”.

„Spray-Slag“ – Processing of liquid blast furnace slag

M. Peters[1], A. Weicht[2], L. Achelis[3], S. Evers[3], F. Hlawatsch[1], V. Uhlenwinkel[2], D. Ufermann-Wallmeier[4] & U. Fritsching[2,3]

[1)] Leibniz Institute for Materials Engineering - IWT, Institute for Materials Testing (MPA), Bremen, Germany
[2)] Leibniz Institute for Materials Engineering - IWT, Process Engineering, Bremen, Germany
[3)] University of Bremen, Department of Production Engineering, Bremen, Germany
[4)] City University of Applied Sciences Bremen, Building Materials Technology, Bremen, Germany

The conventional processing of blast furnace slag into ground blast furnace slag for use as a cement component or additive in mortar and concrete consists of an energy-intensive and emission-intensive wet granulation, drying and grinding process. As an alternative, the atomization technology previously used at Leibniz-IWT for molten metals is transferred to blast furnace slag. The atomization of the molten blast furnace slag may not only reduce the energy requirement of the process but also produce powder with a spherical particle shape, which can be expected to have more favorable rheological properties in cementitious systems than when using classic ground blast furnace slag. Due to the lower water requirement of the spherical particles, the cement requirement in these systems may be reduced following the principles of concrete technology.

Compared to molten metal, slag has a significantly higher viscosity and lower density. This leads to the formation of fibers during the atomization process or the occurrence of melt backflow, which leads to undesirable material adhesions on the gas nozzles. In order to avoid these phenomena during powder production, a new system design for free-fall atomization with hot gas up to 850 °C, adapted atomizer geometry and a primary gas flow to coat the melt stream until the atomizer gas arrives was developed and established. The process has been significantly stabilized through these optimizations in the atomization process. Further adjustments to the process parameters, such as increasing the melt and gas temperature as well as the atomizer gas pressure, lead to smaller average particle diameters and to a significant reduce of formation of fibers.

The microscopic examination of the atomized products in the polarizing microscope showed that they solidify predominantly amorphously, like conventional blast furnace slag. Furthermore, the spherical particles are used in mortar technical investigations. Analyzes of fractured mortar surfaces and thin section preparations in the scanning electron microscope show that hydration products form on the particle surfaces as a result of stimulation in alkaline solution or in the mortar structure in similar thickness and composition compared to ground blast furnace slag. Further fresh binder tests, particularly with regard to rheological properties, show a considerable improvement in workability.

Development of an approximation model for the evaluation of slag treatment strategies

M. Häuselmann[1], J. Rieger[1], H. Schmid[2], S. Wölfelschneider[3], R. Pietruck[3], L. Gronen[4], A. Morillon[4] & M. Omran[5]

[1)] K1-MET GmbH, Resources and Recycling, Leoben, Austria

[2)] voestalpine Stahl GmbH, Research & Development, Linz, Austria

[3)] VDEh-Betriebsforschungsinstitut GmbH, Resource Technology Feedstock, Düsseldorf, Germany

[4)] FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V., Secondary Raw Materials / Slag Metallurgy, Duisburg, Germany

[5)] Oulun Yliopisto, Process Metallurgy Research Group, Oulu, Finland

Basic oxygen furnace (BOF) slag is a by-product from crude steel production generated during the conversion process of hot metal in a BOF. Considering technical and ecological suitability as well as the compliance with national legislations and continuous quality monitoring, BOF slag is used in various applications, such as road construction or hydraulic engineering. However, a complete valorization of the BOF slag is currently not feasible (e.g., due to volumetric instability of free lime in the BOF slag). The utilization of BOF slag as a substitute for iron carriers within the metallurgical process (internal recycling) is limited by its phosphorous content and the associated negative influence on steel quality. To be in-line with the concept of circular economy, the use of BOF slag shows considerable potential resulting in efforts towards a recovery and recycling of the metal and mineral fractions. In accordance with this goal, an innovative process chain was developed within the scope of the project Slagreus (funded within the frame of the Research Fund for Coal and Steel, Grant Agreement no. 847260). To obtain valuable BOF fractions suitable for enhanced internal recycling and external valorization, a primary liquid enrichment process (segregation) was investigated in combination with a secondary solid enrichment process (microwave treatment, grinding and magnetic separation). This treatment process aims to separate the slag into an Fe-rich raw material for internal use and a calcium-phosphorus-rich material for external usage. Within the Slagreus project, small pilot scale as well as industrial scale trials were conducted, and main influencing process parameters were evaluated. In addition to the practical experiments and based on their results, a prediction tool for computational modelling was developed and is presented in this study. The current work describes the design and modular structure of the tool following a pragmatic approach, allowing an approximation of the expected quality and quantity of the treated slag with a minimal amount of input data and a user-friendly front-end experience. Microsoft® Excel in combination with Visual Basic for Application was chosen to implement the tool. This gives the user a familiar environment and allows for possible subsequent adaptations or adjustments to be made. The tool comprises thermodynamic calculations as well as mass and energy balances and utilizes data based on the information collected during the project and from literature. The model is accessible through a graphical user interface. The treatment steps of the process are individually modelled and are connected through the input and output of the connected processing steps. The computational approximation is intended to pre-calculate the quality and mass distribution of the slag fractions generated through the pre-treatment processes and thus provide guidance for economic calculations and investment decisions. When it comes to operating the process, the tool is expected to support the plant operator based on the available BOF slag analysis. Furthermore, it aims at enabling the operator to look at various cases and determine the optimum slag treatment and possible reuse of the different slag fractions. This possibility of a preliminary assessment is intended to promote and subsequently enhance the internal and external recycling of BOF slag.

Mineral residues and by-products upcycled into reactive binder components

F.R. Steindl[1,2], K. Doschek-Held[3], J. Juhart[1], D. Wohlmuth[4] & F. Mittermayr[1]
[1)] Graz University of Technology, Institute for Technology and Testing of Building Materials, Graz, Austria
[2)] Graz University of Technology, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[4)] voestalpine Stahl Donawitz GmbH, Leoben, Austria

In contrast to granulated blast-furnace slag (GBFS), other residues and by-products such as steel slags from integrated steel mills and mineral wool waste are currently not utilised for the production of hydraulically active binder components in the cement industry. At the same time, the cement industry and building materials market is confronted with steadily growing demands for reduced CO_2 emissions and increased resource efficiency on the one hand and dwindling supplies of supplementary cementitious materials like GBFS on the other.
This contribution covers the characterisation of GBFS-like compounds, upcycled from steel mill residues and briquetted mineral wool waste, with respect to their utilisation potential in the building materials industry. We identify the primary quality features of reactive GBFS-like slags to be a high amorphous (glassy) content and a favourable chemical composition – particularly high contents of CaO, SiO_2, Al_2O_3 and MgO, high (CaO+MgO)/SiO_2-ratios (> 1,0, ideally > 1,2) and low amounts of unwanted impurities like Fe- and Mn-containing compounds.
Steel slags and mineral wool waste where treated by carbothermal treatment, reaching the desired chemical composition and amorphous content of the processed materials by adding corrective substances and wet granulation of the molten mass. Subsequent characterisation of the activity index and chemical reactivity of the processed materials revealed sufficiently high hydraulic activity (activity index up to > 100 % after 28 days) similar to GBFS – in contrast to the untreated materials, which showed only minor, insufficient hydraulic activity. A chemical index based on the content of CaO, MgO, Al_2O_3, SiO_2, FeO and MnO was developed and identified as a suitable control parameter for estimating the hydraulic activity of slag-like materials.
The results demonstrate the successful upcycling of mineral residues previously unsuitable as reactive building materials into innovative, sustainable binder components (*e.g.* for Portland composite cements). This supports a CO_2-reduced, energy-efficient circular building materials economy and has the potential to alleviate shortages of traditional supplementary cementitious materials such as granulated blast-furnace slag.

Modification of the sewage sludge ash P-mineralogy by thermo-chemical treatment with LF slags

L.H. Gronen[1], H-P. König[1], D. Algermissen[1], M. Gebser[2], K. Stephan[2], U. Siemann[3], P. Drissen[1] & W. Krumm[2]
[1)] FEhS Building Materials Institute e.V., Duisburg, Germany
[2)] Chair of Energy and Environmental Process Engineering, University of Siegen, Siegen, Germany
[3)] Entsorgungsbetrieb der Stadt Siegen, Siegen, Germany

Phosphorus (P) is an essential nutrient for plant growth and thereby a major constituent in several types of fertilizing materials for agriculture. Almost the entire amount of P used in Germany is mined from sources mostly located outside of Europe. In 2017 approx. 5.5 Mt of raw phosphate rock was imported into the EU for fertilizer production. One major anthropogenic source of P are sewage treatment plants in which the P from wastewater gets concentrated in the sewage sludge. After incineration of the sewage sludge an ash with high content of P remains. In general, these ashes could have a P_2O_5 concentration in a range between 5 – 25 wt. %.
In Germany the regulations regarding the treatment of sewage and facilities for handling sewage were amended in 2017 (AbfKlärV, 2017), requiring up to 80 wt. % of the P to be recycled from sludges and sewage sludge ashes (SSA) until 2029. The recycling of the SSA as fertilizers directly in agriculture is hampered because P is mostly bond in minerals such as apatite ($Ca_5(PO_4)_3(F,Cl,OH)$) and TCP-phases as whitlockite ($Ca_9(Mg,Fe)[PO_3(OH)|(PO_4)_6]$) featuring very low amounts of plant extractable P. Use of these minerals in agriculture can lead to enrichment of P in the environment because crops cannot utilize the containing P directly from the applied ash and subsequently residual P-phases are washed by precipitation from the field into surface water bodies.
This study presents a sustainable process for transforming the phosphate minerals into Ca-phosphate-silicate minerals like nagelschmidtite ($Ca_3(PO_4)_2{\cdot}2(\alpha\text{-}Ca_2SiO_4)$) and silicocarnotite ($Ca_5[(PO_4)(SiO_4)](PO_4)$) by thermo-chemical treatment of the SSA. Latter minerals feature increased plant available P in comparison to apatite and whitlockite. The developed thermo-chemical treatment combines Ca carrier with SSA molten in lab-scale furnace. In the tests an SSA from sewage treatment plant in Siegen is used, where about 2,500 t of SSA is produced annually after external conventional incineration. The final concentration of SSA contains approx. 14 wt. % P_2O_5. For the source of Ca, several mixtures of secondary metallurgical slag (LF) and burnt lime were investigated for their impact on P mineralogy and plant availability. Preliminary furnace experiments with different mixtures of SSA, LF slag, and lime were conducted to determine the mixtures' individual melting behaviour. The experiments were conducted in a Top Blown Rotary Converter (TBRC). The targeted mineral phases, e.g. nagelschmidite, were formed with addition of the fine disintegrated LF slag and lime (also as pelletizing agent).
For the evaluation of the plant availability of the P different chemical extraction tests with different solvents such as citric acid, NAC and methane acid were applied. Most of the investigated mixtures show promising yields which were above the limits of the EU fertilizer regulation (Regulation 2019/1009). All investigated mixtures had concentrations of pollutants, such as Hg, Tl, Cr^{VI}, Cd and Co, below the detection limit (using aqua regia digestion and ICP-MS). Final evaluation of the fertilizing features of the developed materials will be made based on plant growth experiment (crops) conducted in the growth period in 2022. Material will be supplied for these experiments by up-scaling trials in larger scale furnace experiments.
The developed thermo-chemical treatment shows very good applicability for P recycling from sewage. As Ca carrier LF slag shows satisfactory properties proven by phase identification (XRD) and chemical P extraction methods. The use of LF slag minimizes the amount of lime as Ca source which is a more sustainable approach because lime production from carbonate rock emits high amounts of CO_2.

Mining the Future – Investigations regarding the Reuse of Tunnel Excavation Material based on the Future Circular Collider at CERN

E. Hauzinger[1], R. Galler[1] & M. Benedikt[2]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Subsurface Engineering, Leoben, Austria
[2)] CERN, FCC Study Leader, Genf, Schweiz

With about 3,400 employees, 23-member states, and more than 14.000 guest scientists from 85 countries, CERN (Conseil Européen pour la Recherche Nuléaire) is the world's largest research centre for particle physics. The detection of the Higgs boson in 2012 was one of the greatest successes in the field of experimental physics. The Future Circular Collider (FCC), a new particle accelerator with a length of about 100km shall be one of the largest underground infrastructures ever built. With the help of the FCC further areas of high-energy and particle physics are to be explored. In order to find an optimal recycling strategy for the expected 9.1 million m3 of excavated material, extensive investigations of the subsurface are already necessary in advance, before the official approval process for the project starts. The proposed application scenarios of the excavated material have to be in accordance with the regional regulations and guidelines of France and Switzerland. Therefore, the so-called Future Circular Innovation Study (FCC-IS) was launched to give universities, research institutes or companies an opportunity to present their ideas for further use of the excavated material. In order to provide an optimal basis of information, geotechnical, geochemical and geophysical field tests as well as laboratory analyses on the sediments of the Geneva Basin were conducted. The results of these investigations were published and layed the foundation for a contest called “Mining the Future” in which the participants were able to vie for their individual solutions to reuse the excavation material. Furthermore, this project also highlights the need for a unification of the legal regulations within the EU in order to facilitate and promote the recycling of excavated tunnel material for the purpose to bring circular economy within the construction industry to a new level.

Sustainability in earthworks – Controlled low-strength materials from construction residues

M. Zeni[1], S. Huber[1] & E. Birle[1]
[1)] TU Munic, Lehrstuhl und Prüfamt für Grundbau, Bodenmechanik, Felsmechanik und Tunnelbau, Munic, Germany

Mineral construction waste such as excavated soil or construction rubble represents by far the largest waste flow, and not only in Germany. For example, well over 200 million tons of mineral construction waste was generated throughout Germany in 2018 alone, the majority of which is accounted for by the material flows "soil and stones" (approx. 59.6% in 2018) and "construction waste" (approx. 27.3% in 2018). The volume of these waste materials alone highlights the need to take economic and ecological aspects into account when managing them, as well as to return as large a proportion of them as possible to the materials cycle in the interests of sustainability and resource preservation. With the Circular Economy Law (KrWG), which gives priority to recycling over disposal, the obligation to manage mineral construction waste as sustainably as possible was also legally established in 2012. Due to legal obligations, political pressure, as well as economic opportunities, the high-quality reuse of mineral construction waste in Germany is now well advanced. This is confirmed by the recycling rates in 2018 of the largest material streams "soil and stones" and "construction waste", of which 86.2% and 93.9%, respectively, could already be recycled. However, a large part of the fraction "soil and stones" is used for backfilling as the lowest-ranking recycling measure according to the KrWG, and also for many construction waste materials, especially those from pre-sieving, but also recycled building materials with high brick content, there are mostly no high quality application possibilities. In addition, large quantities of both materials are still disposed in landfills. As in the case of fine-grained, soft soils or construction waste with high brick content, the reasons for this are their comparatively unfavorable earthworks properties. A relatively new possibility for increasing the use of such materials in high-quality earthworks applications is to use them as base materials for controlled low-strength materials.

Controlled low-strength materials (CLSM) consist of a mineral base material, a binder (usually cement), usually clay powder, and water. Both natural and recycled building materials as well as industrial by-products can be used as base material. CLSM initially flow under the action of gravity alone, filling voids and interstices completely. As the hydration process of cement progresses, CLSM gain strength over time. Since no compaction is required to place CLSM, they are particularly suitable for use in in areas which are difficult to access or where conventional compaction methods cannot be used due to confined working spaces or vibration-sensitive surrounding buildings. The flowability as well as strength development over time of CLSM can be controlled by adjusting the mixing ratios of the employed materials. Due to the wide variety of possible base materials, CLSM offer great potential for the high quality recycling in civil engineering applications of mineral wastes. In addition to ecological advantages, CLSM offer also technical and according to the use, also economic advantages. Despite that, this relatively new process is not yet widely used in earthwork practice. This is due, among other things, to the fact that in practice there is no broad experience regarding the earthwork properties of CLSM and the dependency of the mixing ratios on the employed materials yet. With regard to the requirements for CLSM, the earthworks regulations contain only a few very general requirements.

CLSM offer great potential for the high-quality utilization of mineral construction waste. However, a wide use of this technology can only be achieved if sufficient knowledge regarding its composition and functioning as well as its time-dependent earthwork properties is available. Our paper aims to provide a comprehensive overview of the functioning of CLSM and to show their time-dependent earthwork properties, using as example different CLSM from fine-grained soils and from construction residues with high brick content. The presented results were obtained through extensive laboratory and field test. The mix designs used in the investigations and the influence of the mix design on key construction material properties, such as flowability and time-dependent strength development, are shown as reference points for earthwork practice.

The valuable material AAC – Proposal for a comprehensive recycling strategy

F. Hlawatsch[1], H. Aycil[1], R. Küstermann[1], M. Peters[1], J. Küver[1], J. Kropp[2] & D. Ufermann-Wallmeier[2]
[1)] Leibniz Institute for Materials Engineering - IWT, Institute for Materials Testing (MPA), Bremen, Germany
[2)] University of Applied Sciences Bremen, Building Materials Technology, Bremen, Germany

The building material Autoclaved Aerated Concrete (AAC) has been very popular in Germany since the 1960s, as independently insulating monolithic wall constructions can be built from the specifically light mineral building material without having to carry out additional insulating measures. The properties that are advantageous for the primary building material AAC, such as low bulk density and good thermal insulation, cause problems as recycled material in the construction waste flow: low grain strength, high water absorption capacity, lack of frost resistance. The article describes the development of different recycling methods for AAC rubble. The suggested high-quality recycling methods for all grain-sizes of processed AAC rubble lead to an efficient recycling strategy for AAC. One way of recycling is using AAC granules in a combination with methane-oxidizing bacteria as functional coating for landfills by preventing methane release from landfills by conversion to less climate-damaging CO_2. Different building materials are presented in other ways of AAC recycling, in which natural resources are substituted by AAC granules. The basic working hypothesis was the goal of embedding the AAC granules in a mineral matrix. Three building materials have been developed that can be used to build walls. Fine crushed AAC sands were used to produce ready-mixed dry mortar for use as masonry mortar. Fine and medium-fine crushed AAC sands are suitable in earth-moist mixtures with a binder to produce dimensionally stable compacts. This made it possible to create light weight bricks for use as wall building material. Both recycling products can be industrially produced on existing production plants for building materials. The combination of pre-mixed dry mortar and the lightweight bricks results in a new Recycling Wall System, made entirely from processed AAC rubble. Proof of suitability was provided in the laboratory and in a real construction project. Coarse AAC granules cannot be integrated into the production of ready-mixed dry mortar and lightweight bricks. Therefore, the following manufacturing process was chosen: First, the granules are placed in a mold. The remaining aggregate pore space was then filled with a porous binder matrix by injection. By making the mortar matrix porous, the properties of the matrix and coarse AAC granules can be adjusted. The molded bodies created in this way ("foam block") have similar properties to the primary product AAC. For this recycling method, evidence was even provided for another recycling cycle at almost the same level, in that foam blocks were processed, and the resulting coarse foam block granules were brought into contact with porous mortar in the same process. Evidence was provided that AAC rubble is a valuable material. In different ways of recycling, it was shown how, despite and partly because of its special properties as recycling granulate, high-quality reuse options are possible using existing production technology for mineral building materials.

Asbestos fibres in recycling material caused by concrete spacers in demolished buildings

A. Fürnkranz[1]
[1)] Fürnkranz Geoconsulting Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

Asbestos is a naturally occurring silicate mineral. Due to the excellent properties of asbestos, it had widely been used in construction industry. Asbestos fibres had been added to construction materials such as concrete spacers, asbestos plates and to chemical products for the construction industry like rendering, tile adhesive or filler for decades. On the other hand, asbestos is a potential health hazard to humans. The inhalation of asbestos fibres can cause various diseases such as mesothelioma, asbestosis, and lung cancer. Approximately 107.000 people die worldwide each year. Hence, asbestos has been prohibited in the 90's. Now the buildings from the 90's are at the end of their lifetime and must be renovated or demolished. But state of the art recycling techniques is not able to distinguish between asbestos free and asbestos containing parts. Consequently, the deposition of construction waste from demolition and the demolition itself will be challenging in the future. Only through the systematic investigation of buildings prior to their demolition asbestos will be found. This systematic investigation is in accordance with the "Recycling-Baustoffverordnung". As a result of this assessment a defined work, renovation and demolition plan is defined and so it is possible to remove the hazardous asbestos without uncontrolled release to the environment. Secondly it allows the correct deposition of the removed asbestos.

Recirculation of gypsum waste streams - Identification and evaluation of accumulating gypsum wastes

S. Eichhorn[1], K. Schmidt[1] & A. Ruff[1]
[1)] University of Applied Sciences, Thüringer Innovationszentrum für Wertstoffe, Nordhausen, Germany

The scarcity of resources is currently an important topic across all industries, which poses major challenges to many branches of industry, today and in the future. The raw material gypsum is an illustrative example of how the availability of established raw material sources can change within a few years/ decades as a result of political decisions, like the loss of gypsum from flue gas desulfurization plants (FGD gypsum) due to the phase-out of coal-fired power generation in Germany. By 2038 (2030) at the latest, FGD gypsum, which so far plays a significant role in covering the raw material requirements of the gypsum processing industry, will no longer be available. Recycled gypsum as a secondary raw material can be an alternative to partially compensate this established raw material source. Gypsum waste, which is suitable for the reuse in new products through targeted and recurring processing, can serve as a raw material potential in the long term. In spite of the high recycling potential of gypsum, only a small amount of recycled gypsum is produced from gypsum waste in gypsum waste processing plants in Germany. Barriers include poor recycling rates and low-cost landfilling, as well as the export of gypsum waste.

This is where the WIR! project "Recirculation of material streams containing sulphates - RueGips" (funded by the German Federal Ministry of Education and Research; FKZ: 03WIR0306; Project period 02/2021 – 01/2024) comes in, as a part of the WIR! alliance "Gypsum recycling as an opportunity for the Southern Harz region". Under the leadership of the University of Applied Sciences Nordhausen in cooperation with the company Saint-Gobain Formula GmbH, solution approaches for increasing the recycling rates of gypsum waste are being developed and tested. In order to identify relevant gypsum waste streams, a primary data analysis and a secondary data analysis were carried out. For the primary data analysis, companies and enterprises in a defined model region, which use gypsum and gypsum products as well as generating gypsum waste, were identified and contacted by means of a survey. The data collection and analysis showed that in addition to the known high-mass gypsum waste streams (e.g., construction gypsum waste), there are also smaller high-quality material streams (e.g., gypsum waste from dental technology and orthopedics) that are not currently recycled. Samples of the identified gypsum waste streams are analyzed and evaluated with regard to their suitability for recycling. In addition to mechanical processing tests, the project RueGips includes calcination tests and material tests on the quality of the recycled gypsum produced from the various material streams. Based on the material flow analysis and the practical investigations, a selected material flow should be further evaluated due to a practical test in the project. Furthermore, a collection and logistics concept is to be developed and tested.

Backfilling in the Preinsfeld Mine - Also a History of Waste

T. Sattler[1], J. Daul[2], R. Galler[3] & D. Vollprecht[4]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[2)] Lafarge Perlmooser / Gipsbergbau Preinsfeld GmbH Nfg KG, Vienna, Austria
[3)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Subsurface Engineering, Leoben, Austria
[4)] Universität Augsburg, Institute of Materials Resource Management, Augsburg, Germany

Due to safety reasons, the Preinsfeld gypsum mine is backfilled with non-mining material, since water ingress and the instability of the mine workings led to fractures up to the surface after the mine was closed. In order to stabilize the mine workings, Realit, a waste material from flue gas desulfurization, was initially used. After the end of the availability of this material, gypsum-containing tunnel excavation material from the Semmering Base Tunnel is currently being used in the lintel backfill. Since mineral wool waste has to be recycled instead of landfilled in the future, research is being carried out into the possibility of a usable backfill product containing mineral wool waste. For this purpose, different formulations were tested in the laboratory with regard to their unconfined compressive strength and the resulting rock stabilizing effect. Furthermore, the eluate from the backfill product must comply with the limit values prescribed for an excavated soil landfill.

Recycling of rock wool as a binder component in the building materials industry

K. Doschek-Held[1], C. Mimra[1], T. Sattler[2] & F.R. Steindl[3,4]
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria
[1)] Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria
[3)] Graz University of Technology and NAWI Graz Geocenter, Institute of Applied Geosciences, Graz, Austria
[4)] Graz University of Technology, Institute of Technology and Testing of Building Materials, Graz, Austria

Using mineral wool in the construction sector as insulation material generates production and demolition waste during the lifecycle. Landfilling, the primary method of disposal in Austria, is challenging due to the materials' low bulk density and dimensional stability. Therefore, the "RecyMin" project deals with recycling mineral wool and pursues various solutions, from innovative landfilling to use in the cement industry. Based on the law changes during the project and the resulting landfill ban in Austria, the Chair of Thermal Processing Technology at the Montanuniversitaet Leoben is investigating alternative recycling processes. One possibility is the thermal treatment of rock wool to generate a binder component for the cement industry.
For this purpose, different combinations of stone wool and correction materials were treated according to specified quality characteristics. The results of the trials showed that mineral fractions fulfilled the required performances.

In conclusion, the following advantages can be noted from the intended utilisation:

- avoidance of waste and landfilling;
- primary resource conservation and CO_2 emission savings.

The inductively heated inline melting furnace for the recycling and valorisation of mineral waste and residues

V. Bartashov[1], K. Grass[2] & J. Sucker[3]
[1)] IB Engineering GmbH, Managing Director, Vienna Austria
[2)] IB Anlagentechnik GmbH, Research & Development, Vienna, Austria
[3)] IB Engineering GmbH, Project Management, Vienna, Austria

In the production of insulation products made of mineral wool, a considerable 15-25% of waste is produced in relation to the mineral raw materials used, in trouble-free operation. With the known state of the art, this proportion cannot be further reduced. With the expensive and complex processes of briquetting used everywhere and the return of shredded fibrous waste to the flow of newly produced fibres, only part of the production waste can be recycled. The rest goes to landfill. Due to the bio-solubility requirements, mineral wool waste from the demolition sector cannot be used as a feedstock in the manufacture of mineral wool products and is invariably sent to landfills. The increasingly strict legal regulations as well as the large number of national and international funding programs testify to the urgency of the task of avoiding any landfilling of mineral wool waste and recycling it in the sense of a circular economy.

IB Engineering GmbH has developed the inductively heated inline melting furnace for mineral feed materials, which produces a homogeneous melt flow at a specified temperature. The essential feature of the furnace is the graphite susceptor arranged in a ceramic, refractory crucible, which has areas with bores and channels of different shapes and dimensions.

The advantages of an inductively heated inline melting furnace include:

- A complex exhaust system is not required.
- The use of fossil fuels is eliminated.
- The supply of energy can be precisely dosed and controlled.
- The heat is transferred from the susceptor to the melt with virtually no loss.
- No heat loss through water cooling of a melting unit with many tons of content. Only comparatively low heat loss through water cooling of the induction coil.
- Simple operation with few personnel and extensive automation of the process.
- Replacing the crucible and starting up the furnace only takes about 2 hours.
- Switching off the power supply immediately stops the melt escaping.

With the requirement for a grain size of the feed material of less than 12 mm, which is due to the design of the susceptor, the inductively heated inline melting furnace fulfills the requirements for waste-free production in the best possible way. Without exception, all mineral fibrous and granular waste can be returned in any proportion to the melting furnace, if necessary, after a simple crushing step using the known processing technology.

Adding a production area with an inductively heated inline melting furnace to an existing production line with cupola furnace allows all production waste to be recycled in a technologically and economically advantageous way.

Mineral wool waste provided by leading manufacturers of mineral wool insulation products were melted and granulated. Same tests were carried out with waste from the demolition sector. The granulate represents an inert, glassy material, the volume of which is about 30 times smaller than that of the waste received. Thus, with the inductively heated inline melting furnace, a technology is available with which mineral wool waste, especially that classified as hazardous, can be transformed into a compact, inert, and non-hazardous starting material for further valorisation in the sense of the circular economy.

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

ÖWAV

zukunft SEIT 1909 denken

40 1982–2022

VOEB

VERBAND ÖSTERREICHISCHER
ENTSORGUNGSBETRIEBE

Gemeinsam Ressourcen sichern

Autorenverzeichnis

A

Achelis, L. 649
Achenbach, H. 483
Adam, J. 243, 523
Adolphy, D. 643
Aleksandrov, K. 453
Algermissen, D. 665
Ambrus, M. 407
Anbauer, A. 393
Antrekowitsch, H. 393
Arnberger, A. 213
Arzberger, V. 333
Aycil, H. 687

B

Badura, F. 277
Bartashov, V. 717
Bartl, A. 127, 133, 413, 415
Bauer, W.P. 119, 219
Baumgartner, R.J. 137
Behnisch, P. 529
Beigl, P. 203, 239
Belé, T.G.A. 455
Bendix, P. 483
Benedikt, M. 673
Benner, W. 287
Berg, H. 483
Beutle, G. 537
Bezama, A. 507
Binner, E. 239, 517, 529
Birle, E. 679
Bischof, H. 327
Bittens, M. 537
Blasenbauer, D. 365
Bockreis, A. 515
Bogensberger, G. 581
Borowski, C. 501
Boschmeier, E. 415
Brandt, B. 163
Brechlmacher, M. 523
Breiner, D.G. 75
Brunetti, G. 543
Brüning, R. 431
Brunner, L. 547
Buettner, A. 455
Bures, G. 555

C
Carbone, L. 561
Carl, K. 461
Casals, E. 601
Cencic, O. 99
Chen, X. 347, 353
Churakov, S.V. 611
Clemenz, P. 445
Csiszár, T. 197

D
Dauer, R. 225
Daul, J. 705
de Meester, S. 455
Deprie, K. 495
Detter, K. 163
Dietl, T. 347
do Carmo Precci Lopes, A. 515
Döberl, G. 567
Dojcsák, M. 197
Dollinger, S. 607
Doninger, G. 371
Dornbusch, H.-J. 283
Doschek-Held, K. 659, 711
Drissen, P. 665
Dworak, S. 265, 419

E
Ebenauer, K. 393
Ebner, C. 515
Eckert, D. 483
Eder, F.R. 425
Eggenberger, U. 611, 615
Eichhorn, S. 699
Eisenberger, M. 147
Ellersdorfer, R. 523
Elmer, S. 607
Elwert, T. 627
Ennen, A. 287
Erpel, L. 555
Evers, S. 649

F
Feher, F. 633
Feil, A. 101, 347
Fellner, J. 265, 419, 587, 595
Fernández, C. 543

Firsching, M. 287
Flachberger, H. 637
Flamme, S. 299
Flores Orozco, A. 595
Forsting, J. 571
Friedrich, K. 359
Fritsching, U. 649
Fritzenwallner, R. 249
Frühauf, F. 273
Frühwirth, W. 163
Fürnkranz, A. 693

G

Gabriel, V. 163
Gaeckle, D. 501
Galler, R. 673, 705
Ganster, H. 327
Gäth, S. 61
Gebser, M. 665
Gehrmann, H.-J. 453
Gelbmann, U. 115
Gerold, E. 393
Glauser, A. 619
Glimm, A. 501
Goldmann, D. 225, 381, 627
Grass, K. 717
Greiff, K. 91, 101, 347
Griessacher, T. 637
Gronen, L. 643, 655, 665
Gruna, R. 293
Gursch, H. 327

H

Hagedorn, W. 91
Happenhofer, A. 203, 239
Hartl, K. 85
Hauer, W. 179
Häuselmann, M. 643, 655
Hauser, M. 453
Hauzinger, E. 673
Heibeck, M. 437
Heid, St. 305
Heigl, M. 277
Heinrichs, S. 299
Hernandez Parrodi, J.C. 259
Heymel, D. 471
Hildebrandt, J. 507
Hlawatsch, F. 649, 687
Hodecek, P. 69
Höflechner, L. 377

Holy, S. 587
Holzer, A. 401
Horner, P.E. 425
Huber, R. 523
Huber, S. 679
Huber-Humer, M. 517, 529
Hüsgen, M. 91

I

Ipsmiller, W. 127, 133, 413, 415

J

Jahn, E. 163
Jandric, A. 449
Juhart, J. 659

K

Kählig, P. 413
Kamleitner, J. 353
Kandlbauer, L. 341
Kanitz, J. 571
Kasper, T. 141
Katona, T. 595
Keber, S. 627
Keiblinger, K. 543
Kern, H. 169
Kern, R. 327
Khodier, K. 341
Kirschnick, U. 169
Klett, W. 155
Knappich, F. 463
Kocina, R. 483
Koinig, G. 317
Kolb, A. 115
Kölking, M. 299
König, H-P. 665
Königshofer, S. 305
Königshofer, V. 207
Körner, S. 327
Kraffczyk, T. 257
Kraft, E. 501
Kroell, N. 347, 353
Kronenwett, F. 293
Kropp, J. 687
Krumm, W. 665
Kügele, A. 393
Kulik, D.A. 611

Küppers, B. 259, 347
Küstermann, R. 687
Küver, J. 687

L

Laner, D. 587, 623
Längle, T. 293
Lassnig, H. 561
Lederer, J. 365, 633
Ledersteger, A. 441
Leisner, J. 287
Leiss, N. 293
Leitner, An. 125
Leitner, Al. 305
Leitner, S. 543
Lenz, S. 183
Leonhardt, R. 601
Lindmayr, C. 207
Lipp, A-M. 365
Loidl, A. 207
Loos, H.M. 455
Lorenzo, J. 347
Lucyshyn, T. 491
Ludes, A. 259

M

Maghmoumi, A. 347
Maier, G. 293
Main, P. 491
Makowe, J. 305
Marousek, L. 607, 637
Mätzing, H. 453
Mäurer, A. 463
Mayerhofer, J. 183
Meirer, M. 513
Meisenbichler, R. 327
Melcher, F. 607
Meyer, I. 173
Miethlau, M. 501
Mimra, C. 711
Minke, C. 225
Miron, G.D. 611
Mittermayr, F. 659
Moesslein, J. 307
Möllnitz, S. 313
Monod-Roider, O. 249
Morillon, A. 643, 655
Mörkens, V. 305
Mucsi, G. 407
Mühl, J. 633

Müller, J.I.R. 425
Müller, M. 627
Münzer, K. 207
Murnig, C. 463
Mütze, T. 437

N

Nagy, S. 197
Nelles, M. 495
Neumair, J. 213
Niewerth, S. 561
Nigl, T. 387
Nippraschk, M. 225
Nordmann, C. 259, 347
Novak-Passegger, J. 581
Nussbacher, H. 607

O

Obersteiner, G. 183
Oberwinkler, Ch. 327
Omran, M. 643, 655
Opelt, A. 55, 213
Ortner, M. 207
Ottner, R. 239
Otto, F. 571

P

Part, F. 449
Patek, R. 547, 551
Perschel, L. 483
Peters, M. 649, 687
Pfeiffer, H. 333
Pfitzner, M. 163
Pfund, E. 259, 347
Pieplow, M. 501
Pietruck, R. 643, 655
Pigeon, D. 453
Pomberger, R. 359
Pretz, Th. 101
Primisser, S. 547

Q

Quicker, P.G. 461

R

Ragossnig, A. 85
Raupenstrauch, H. 401
Rechberger, H. 99
Reichenauer, T.G. 547
Rettenberger, G. 81
Riebl, F. 543
Rieger, J. 387, 655
Rinderhofer, A. 463
Rinnhofer, A. 327
Ritthoff, M. 483
Rittmannsberger, F. 489
Rogalski, W. 231
Roithner, C. 99
Roitner, J. 489
Roosen, M. 455
Rothgänger, T. 471
Ruech, D. 555
Ruff, A. 501, 699
Rüger, S. 287
Rusch, M. 137
Rutrecht, B. 387

S

Salhofer, S. 449
Sarc, R. 323, 341
Sattler, T. 705, 711
Schäfer, M. 445
Scheiflinger-Ehrenwerth, S. 313
Schitzenhofer, K. 551
Schledjewski, R. 169
Schloegl, S. 353
Schmalbein, N. 299
Schmid, H. 643, 655
Schmidt, G. 477
Schmidt, K. 699
Schneeberger, L. 147
Schneider, K. 381
Schnettler, H. 445
Schöggl, J.-P. 137
Schröter, S. 471
Schuster, M. 587
Schwarzböck, T. 265
Sebestyén, J. 483
Secklehner, J. 273
Seitz, M. 471
Siemann, U. 665
Siller, G. 249
Skutan, S. 633
Sobanski, F. 543
Soja, G. 543
Sommer, M. 173
Sorger, C. 637

Spiess, V. 359
Spindler, S. 547
Stadelmeyer, M. 219
Stapf, D. 453
Steindl, F.R. 659, 711
Steiner, M. 595
Stephan, K. 665
Stock, U. 601
Stockinger, G. 633
Strommer, B. 337
Stumpf, L. 137
Stumpp, C. 543
Sturm, M. 445
Sucker, J. 717

T

Tacker, M. 97
Terkl, S. 489
Thaler, F. 327
Thome, V. 293
Treick, A. 307
Tröbinger, H. 337

U

Ufermann-Wallmeier, D. 649, 687
Ugochukwu Ukwamedua, T. 543
Uhlenwinkel, V. 649

V

van der Fels, M. 299
Vateva, I. 623
Viczek, S.A. 323
Vogelgesang, M. 287
Vollprecht, D. 359, 705
von Goetze, R. 477

W

Waltner, G. 327
Watschke, L. 307
Watzinger, A. 543
Weh, A. 619
Weibel, G. 615
Weicht, A. 649
Weingrill, G. 523, 633

Weiß, H.-P. 551
Weißhaupt, P. 483
Wellacher, M. 189, 207, 243, 523
Werzin, U. 581
Wexler, M. 453
Will, M. 507
Windisch-Kern, S. 401
Winter, I. 111
Wiszniewski, L. 401
Witschnigg, A. 489
Wohlmuth, D. 659
Wolf, J. 431
Wölfelschneider, S. 643, 655
Wolffers, M. 611, 615

Z

Zafiu, C. 239, 449, 517, 529
Zeni, M. 679

V.EFB

Verein zur Verleihung
des Zertifikates eines
Entsorgungsfachbetriebes

Lothringerstraße 12
1030 Wien
Tel.: +43(0)1 532 62 83
Mail: office@vefb.at

www.vefb.at

Das Zertifikat Entsorgungsfachbetrieb:

- Anerkanntes und bewährtes Zertifizierungssystem für Unternehmen der Entsorgungs- und Ressourcenwirtschaft
- Qualitätsmanagementsysteme (ISO 9001) und Umweltmanagementsysteme (ISO 14001) sind größtenteils abgedeckt und werden durch den EFB fachspezifisch ergänzt
- Nationale gesetzliche Gleichstellung zur EMAS (EFB+ Zertifikat)

Was garantiert eine EFB Zertifizierung?

- Überprüfung der Rechtskonformität (Legal Compliance)
- Leichte, unkomplizierte Umsetzung im Betrieb durch eine Prüfliste, die einen Fragenkatalog der EFB Umsetzung darstellt und jährlich extern durch eine/n EMAS-Gutachter:in überprüft wird
- Ausreichender, auf die Branche angepasster, Versicherungsschutz sowie Risikoabschätzungen
- Zuverlässigkeit und Fachkunde der verantwortlichen Personen (Zuverlässigkeitserklärung, Strafregisterbescheinigung, Unbedenklichkeitsbescheinigung, Finanzamt sowie Gebietskrankenkasse und Schulungsnachweise)
- Plausibilitätsüberprüfung von Abfallbilanzen und Mengenströmen
- Überprüfung der Dokumente der Betriebsorganisation (Firmenbuchauszug, Firmenbeschreibung, Verfahrensfließbild, Organigramm, Stellenbeschreibungen)
- Verwaltungsvereinfachungen für zertifizierte Betriebe
- Vorteile bei Ausschreibungen und Behördenüberprüfungen: Abdeckung vieler Punkte bei behördlichen Vor-Ort-Überprüfungen durch die EFB-Zertifizierung
- Schulung: In der Regel findet mindestens einmal im Jahr eine Schulung der V.EFB Gremien statt. EFB Erfahrungsaustausch, Gutachter Round Table sowie weitere Veranstaltungen dienen der Weiterentwicklung und Verbesserung
- Dynamisches Zertifizierungssystem: Das Regelwerk des V.EFBs wird in kurzen Abständen von 2-3 Jahren an den Stand der Technik angepasst.

KC
KUNSTSTOFF
CLUSTER

CTC
CLEANTECH
CLUSTER

Sachregister

0-9

2D plastic packaging ... 317
3D Imaging ... 327

A

Abbaubarkeit ... 517
Abfall im öffentlichen Raum ... 179
Abfallaufkommen ... 111
Abfallbegriff ... 147
Abfalleigenschaft ... 141
Abfallende ... 147, 155
Abfallfreie Produktion ... 717
Abfallhierarchie ... 111
Abfalltrennung ... 277
Abfallverbrennung ... 265, 627
Abfallverbrennungsaschen ... 633
Abfallvermeidung ... 115, 249
Abfallverwertung ... 717
Abfallwirtschaftsplan ... 111
Abschöpfungspotential ... 239
Aerobisierung ... 81
Alkalische Hydrolyse ... 413
Altfahrzeugerichtline ... 69
Altglas ... 633
Altholz ... 501
Altlampen ... 431
Altlast ... 555
Altlastenmanagement ... 581
Altlastensanierung ... 551
Alttextilien ... 413
Anaerobe mikrobielle Dechlorierung ... 547
Anforderungen ... 415
Anlagenperformance ... 259
Anlagensteuerung ... 259
Arbeitnehmerschutz ... 693
Asbestose ... 693
Ascheaufbereitung ... 633
Aschezusammensetzung ... 323
Aufbereitung und Veredlung ... 637
Aufbereitung ... 273, 623, 687
Aufschlussgrad ... 437
Aussortierung ... 231
Automated sorting ... 305

B

B3151 85
Basic oxygen furnace slag 655
Bauland 601
Bauprodukte 483
Baustoffkreislaufwirtschaft 659
Baustoffrecycling 85, 155
Bauwerksrückbau 693
Bedarfsorientierung 283
Behandlungsverordnung 431
Benchmarking 203, 249
Betriebsoptimierung 265
Bewusstseinsbildung 55, 115
Bildauswertung 293
Bindungsformen 611
Bioabfall 515
Bioabfallanalysen 239
Bioabfälle 495
Biochar 543
Bioenergie 495
Biogas 501, 515
Biogene Abfälle 101, 239, 243, 523
Bioleaching 387
Biomethan 515
Bioökonomie 495
Bioplastics 491
Blei 607
BLUELINE 371
Boden 567
Bodenverbesserer 501
BorcyleTM 125
Borealis 125
BornewablesTM 125
Brandgefahr 219
Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 81
By-products 425

C

Calux-Tests 529
Carbothermische Reduktion 401
Cell design 381
Cerussit 607
Chemisches Recycling 471
Chlorierte Ethene 547
Chlorinated aliphatic hydrocarbons 543
Circular business models 137
Circular cities 507
Circular Economy Solutions 125
Circular Economy 91, 257, 307, 381, 455, 491, 673
CLP 75
CO2 reduction 305
CO2-reduzierte Bindemittel 659
COCOON 601

Combined Detection 307
Composite processing 169
Compound specific isotope analysis 543
Contaminated site 543
Convolutional Neuronal Networks 327
Co-Processing 323
Co-Vergärung 515
CreaSolv 463
Critical raw materials 381
Crystallite Structure 643

D

DaheimApp 55
Data Analysis 327
Deep Learning 287
Dehalococcoides 547
Dekarbonisierung 173
Delaminierung 441
Deodorization 455
Deponie 615
Deponiebelüftung 81
Deponieemissionen 587
Deponieentgasung 581
Deponiegas 81, 595
Deponienachnutzung 581
Deponienachsorge 581, 587
Deponienachsorgemanagement 587
Deponierückbau 601
Deponierung 673
Deponierungsquoten 207
Deponiesickerwasser 567
Deponietechnik 81
Deponievermeidung 711
Deposition 567
Design for recycling 441
Design for sustainability 137
Dichtesortierung 371
Digital Transformation 257
Digitale Cloud 61
Digitaler Abfall 61
Digitalisierung 249, 265, 277
Direktverölung 461
Disruptive Innovation 307
Donau 183
Downcycling 463
Dünger 513
Dynamische Tourenplanung 55

E

EAF dust ... 425
EAG ... 219
ECHA ... 75
Edelmetalle ... 449
Einwegkunststoffprodukte ... 189
Eisenabscheidung ... 337
Electromobility ... 225
Elektro(nik)altgeräte ... 431
Elektroaltgeräte ... 449
Empirical survey ... 137
End of Life locomotive ... 197
End of Life railway vehicles ... 197
Endokrine Substanzen ... 529
Energieeffizienz ... 265
Energieproduktion ... 581
Energiesystem ... 495
Energieverbrauch für Onlineklicks ... 61
Enzymatische Hydrolyse ... 413
Erfassungsgrad ... 81
Erneuerbare Energie ... 513
Ersatzbaustoffe ... 561
Ersatzbaustoffverordnung ... 155
Ersatzbrennstoff ... 273, 323
Erweiterte Produzentenverantwortung ... 69
E-Schrott ... 219
EU Green Deal ... 489
EU-Ziele ... 55
EverMindsTM ... 125
Ex-situ filtration ... 543
External recycling ... 655

F

Faser Recycling ... 415
Feinanteilreduktion ... 313
Feinfraktion ... 623
Fein-Schredder ... 273
Fernwärme ... 513
Fertigkompost ... 337
Flächenrecycling ... 551, 581, 601
Fließbettsortierung ... 371
Flotation ... 627
Fluorbilanz ... 453
Flüssigboden ... 679
Fly ash ... 407
Folienrecycling ... 313
Fraktionierung ... 127
Free-fall atomization ... 649

G

Gas chromatography-olfactometry ... 455
Gaserfassungsgrad ... 571
Gebäude ... 99
Gemeinsame Erfassung ... 231
Gemischte Gewerbeabfälle ... 341
Geopolymerisation ... 407
Gesetzgebung ... 415
Gesteinskörnungen ... 623
Gesundheitsgefährdung ... 693
Getrennte Sammlung ... 127
Getrennterfassungspotential ... 203
Gipsabfälle ... 699
Gipsbergbau ... 705
Glasrecycling ... 633
Glaubwürdigkeit ... 119
Green Deal ... 141, 249
Grenzwerteverordnung ... 693
Grinding ... 643
Ground blast furnace slag ... 649
Grundwasser ... 537, 567
Grundwassersanierung ... 551
Grüner Stahl ... 501

H

Handsortierung ... 333
Heizlanzen ... 537
Hierarchical clustering ... 137
Hochdruckinjektion ... 555
Hochtemperaturverhalten ... 401
Hot gas atomization ... 649
Hüttenkehricht ... 637
Hydratation ... 659
Hydration ... 649
Hydraulische Reaktivität ... 659
Hydrometallurgy ... 381, 387, 393

I

Illegaler Export ... 69
Image Segmentation ... 327
Incentivierung ... 277
Indikator ... 91
Innovationen ... 127
Innovatives Schmelzverfahren ... 717
Input Composition ... 359
In-Situ ... 555
In-Situ-Sanierung ... 547, 551
InSPire ... 425
Integrität ... 119
Intergranular Cracks ... 643

Internal recycling 655
Internet der Dinge 249
Interreg 601
Iron recovery 643

K

Katalysator 471
Klärschlamm 567
Klinkerreduktion 659
Klinkersubstitut 711
Kluftgrundwasserleiter 555
KMF-Abfälle 717
Kohle 501
Kohlenstoffspeicher 501
Kommunale Abfallsammlung 203
Kommunale Abfallwirtschaft 207
Kompostaufbereitung 337
Kompostierbarkeit 517
Kosten 179
Kostenreduktion 249
KPI 257
Krankheitserreger 529
Kreisläufe schließen 489
Kreislaufwirtschaft 91, 155, 163, 173, 207, 293, 365, 401, 445, 489, 495, 619, 705
Kreislaufwirtschaftsgesetz 147
Kreislaufwirtschaftspaket 249
Kritische Rohstoffe 449
Kundenzufriedenheit 283
Künstliche Mineralfasern 711
Kunststoff 483, 517, 523
Kunststoffabfälle 69
Kunststoffmüll 273
Kunststoffrecycling 101, 365, 445, 463
Kunststoffsortierung 333, 353, 445
Kunststoffverpackungen 277
Kunststoffverschmutzung 183
Kupferrecyling 299

L

Leiterplatten 449
LF slag 665
LIB 225, 305
Life Cycle Assessment 169, 317
Lithium-Ionen Batterien 401
Littering 179
Locomotive composition 197
Locomotive dismantling 197
Logistikplattform 213
Löschschäume 567
Lösemittelbasiert 463

Luftinjektion 537

M

Machine Learning 317, 327
Makroplastik 183
Marktsituation 415
Maschinelles Lernen 293
Maschinenüberwachung 259
Maßnahmen 243
Material cycles 425
Material Flow Analysis 225, 419
Materialdaten 341
Materialflussanalyse 183
Materialstrommonitoring 341
Mechanical processing 381, 393
Mechanical properties 407
Mechanical recycling 491
Mechanische Abfallaufbereitung 341
Mechanische Aufbereitung 437
Megatrends 283
Mehrschichtverpackungsfolien 463
Mengen 179
Messtechnik 453, 571
Metallabscheidung 615
Metallrecycling 197, 299, 401
Metallschrott 299
Methanogenese 595
Microsoft® Excel 655
Microwave-Treatment 643
Mikrokosmosversuche 547
Mikrokunststoffe 517
Mineral melts 649
Mineralische Restmassen 679
Mineralische Sekundärrohstoffe 619
Mineralogical modification 665
Mineralwolleabfall 705, 711
Mischgewebe 413
MKF Prime 273
Molasse 673
Molybdän 607
Monitoringsystem 91
Monomere 471
MSWI-BA 627
Mülldurchmischung 265
Müllverbrennung 633
Müllverbrennungsanlage 377
Multi-Spectral Imaging 327

N

Nachhaltigkeit 91, 483, 555, 637
Nachhaltigkeit von Verpackungen 97
Nachsorgedauer 587
Nachzerkleinerung 273
Nahinfrarot (NIR) Spektroskopie 347
Nahinfrarot-Sensorik (NIR) 353, 359
Nahinfrarot-Sortierung 313, 365
Nahinfrarottechnik 377
Natronlauge 413
Near-infrared spectroscopy 317
Nebenprodukt 141
Net-positive impact 507
neue Dienstleistungsangebote 283
Next-generation batteries 381
NGO 513
Niederkalorische Fraktion 515

O

Objektdetektion 293
Öffentlichkeitsarbeit 513
Offline prediction tool 655
Ökobilanz 163
Ökonomische Effekte 173
OMV 125
OnTOL 601
Optimierung 353
Optimierungsprozesse Gaserfassung 571
Optimized biomass allocation 507

P

Packaging 491
Papierkörbe 189
Papierrecycling 365
Passive Bodenwäsche 561
PCB 287
Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen 567
PET-Getränkeflaschen 333
Pflanzversuche 501
PHB 491
Photovoltaik 581
Pilotversuch 547
Plastics recycling 455
Pneumatische Sortierer 333
polycyclic aromatic compounds 543
polymer processing 491
Polyolefine 471
Porenbeton 687
Post-Consumer Kunststoffrecycling 347
Powder production 649

PP HDPE Recycling 489
P-recycling 665
Pre-processing 393
Primär- und Sekundärdatenanalyse 699
Problemdiskussion 127
Process development 393
Produkte aus Recycling 489
Produkteigenschaft 141
Produktstandards 483
Produktstatus 147
Prozessoptimierung 637
Prozessüberwachung 259
Purity 359
Pyrolyse 461, 471, 477, 501
Pyrometallurgie 387, 401

Q

Qualität 243, 523
Qualitatives Recycling 441
Qualitätsbestimmung 341
Qualitätssicherung 81, 449
Quantifizierung von Gaspotenzialen 571
Quellen und Arten 183

R

Rauchgas 611
RC-Baustoff 155, 687
REACH 75
Realit 705
Recelerate. 125
Recovery 359
Recyclierbarkeit 97
Recyclierte Fasern 415
Recycling 4.0 257
Recycling 75, 133, 231, 377, 393, 425, 449, 483, 501, 601, 615, 637, 687
Recyclingfähigkeit 163, 441
Recyclinggips 699
Recyclinghöfe 219
Recycling-Optionen 127
Recyclingpotential 619, 699
Recyclingprozesse 101
Recyclingquote 111, 207
Recyclingtechnik 371
Recyclingverfahren 711
RecyMin 711
Refraktionsseismik 595
Refurbishing 441
Repair 169
Responsible production 387
Ressourcen 219

Ressourceneffizienz 91, 299
Ressourcenschonung 679
Restmetallgehalt 615
Restmüllanalysen 203
Restmüllsplitting 365
Reststoffaufbereitung 371
RFID 341
Rohstofflich 501
Rohstoffliches Recycling 461
Rohstoffsicherheit 173
Röntgen 287
Rotteparameter 517, 529
Routenoptimierung 213
Rückbau 99
Rückbaukonzept 693
Rückführungsquote 699
Rückgewinnungsgrad 615
Rund um die Uhr (24/7) 283

S

Sammel- und Logistikkonzept 699
Sammelquoten 277
Sanierung 537
Sanierungstechnik 555
Sanierungstechnologie 551
Sanierungsverfahren 571
Scales 425
Schadstoffentfrachtung 437
Schadstofferkundung 693
Schlacke 627
Schwermetalle 611
SCIP-Datenbank 75
Scrap quality 419
Secondary raw materials 305
Segmentierte Aufheizung 537
Sekundärbaustoff 687
Sekundäre Rohstoffe 141, 673
Selektive Fragmentierung 619
Selektive Inlösungnahme 445
Sensor technology 305
Sensor-based material flow monitoring (SBMM) 353
Sensor-based sorting 317
Sensorbasierte Stoffstromcharakterisierung 347
Sensorbasiertes Stoffstrommonitoring 347
Sensorgestützte Sortierung 293, 299, 347, 523
Sensorik 213
Sensortechnik 347, 377
Sensory analysis 455
Service 219
Services of general interest 507
Sewage sludge ash 665
Sicherung im Feld 561
Sickerwasserbehandlung 561

Siebüberlauf 501
Siedlungsabfälle 111, 203, 515, 595
Silizium-Rückgewinnung 441
Situation in der Schweiz 619
Slag valorization 655
Slow-Cooling 643
Small film packaging 317
Smart Collection Plattform 213
Smart Waste 257
Smartphone 99
SmartScan 55
Smithsonit 607
Solvolyse 477
Sorptionsschicht 561
Sortieranalysen 163
Sortieranlage 259
Sortierroboter 333
Sortierung 133, 501
Sortierverfahren 101
Sorting Performance 359
Sorting Technology 307
Source separated organic waste 507
Spannwellensieb 337
Speisereste 513
Spent lithium-ion batteries 393
Spent refractories 305
Spezifischer elektrischer Widerstand 595
Statistik 453
Statistische Entropie 99
Steel flows 419
Steel scrap 419
Steel stocks 419
Steinfalle 337
Stoffbilanz 99
Stoffliche Ansatz 141
Stoffstromanalyse 699
Stoffstromüberwachung 259, 353
Störstoffe 239, 243, 337
Streumüll 189
Strukturmaterial 337
Summenparameter versus Target-Analytik 453
Sustainability 387, 425
Sustainable production 137
SVHC 75
Synthesegas 477
System Dynamics 225

T

Textile-reinforcement 407
Textilien 133
Theke 219
Thermische Analyse 445
Thermo-chemical treatment 665

Thermoplaste ... 445
Throughput Rate ... 359
Tomra ... 377
Tracer ... 307, 341
Treibhausgas ... 595
Trennmoral ... 277
Trennquoten ... 207
Trennschnittverstellung ... 259
Trockene Schwimm-Sink-Sortierung ... 371

U

Umfrage ... 75
Ungesättigte Bodenzone ... 537
Unionskonforme Auslegung ... 147
Unverpackte Lebensmittel ... 115
Urban bioeconomy ... 507
Urban biorefineries ... 507
Urban Mining ... 601, 611

V

Validierung ... 601
Verantwortlichkeiten ... 231
Verbrennungsrückstände ... 611, 623
Verbundwerkstoff ... 463
Verfüllung ... 705
Vergasung ... 461, 477
Vergleichmäßigung ... 347
Verhaltenssteuerung ... 115
Vermeidbare Lebensmittelabfälle ... 239
Vermeidung ... 133
Verpackung ... 163, 189
Versatzprodukt ... 705
Vertrauen ... 119
Verwertung ... 287, 687
Verwertungsorientierter Rückbau ... 85
Viscosity ... 649
Volumenstrommessung ... 353
Volumenstromschwankungen ... 347

W

Waggonkehricht ... 637
Wassergehalt ... 595
Wasserstoff ... 477
Waste lamps ... 431
Waste management ... 407
WEEE Erstbehandlung ... 437
WEEE ... 287, 431

Werkstofflich 501
Werkstoffliche Verwertung 101
Werkstoffliches Recycling 445
Werktrockenmörtel 687
Wertbestimmung 287
Wertstoffpotential 365
Wiederverwendung 85, 133, 687
Wiederverwertung 673, 679
Wirbelschichtfeuerung 633
Wirkungstests 529
Wirtschaftliche Rahmenbedingungen 415
WPCB 287
Wulfenit 607

Y

Yield 359

Z

Zeit-Temperaturregime 517, 529
Zement 323
Zementindustrie 273, 323
Zementsubstitution 623
Zementzusatzstoffe 659
Zerkleinerung 313, 437
Zerlegbarkeit 99
Zero-waste 387
ZFSV 679
Zigarettenstummel 189
Zink 607

NETZWERKEN MIT 250 PARTNERN

Der Cleantech-Cluster der oö. Standortagentur Business Upper Austria ist die Plattform der Umwelttechnik- und Energietechnologie-Unternehmen in Oberösterreich.

Gezielt verbinden
Wir sind die Schnittstelle zwischen Unternehmen sowie Forschungs- und Bildungseinrichtungen, Entscheidungsträgern und Anwendern.

Überlegt vermitteln
Wir unterstützen Sie bei der Suche nach geeigneten Kooperationspartnern und passenden Förderschienen – national wie international. Mit unseren Special-Interest-Groups bieten wir Ihnen attraktive Plattformen für spezifische Technologie- und Produktentwicklungen an.

Voneinander lernen
Wir organisieren Fachtagungen, branchenspezifische Schulungen und Workshops, Erfahrungsaustauschrunden und Treffpunkte.

www.cleantech-cluster.at

Sichern Sie sich mit uns den Informationsvorsprung, auf den es ankommt.

CTC CLEANTECH CLUSTER

business upper austria

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 oder E-Books 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 auch erreichbar mit unserer Konferenz-App für unterwegs.

Download für Android

Download für iOS

GREEN
TECH
VALLEY

Hier wachsen
grüne
Innovationen!

#1 Technologie-Hotspot
für Klimaschutz & Kreislaufwirtschaft

Studium

Studienrichtung UKT
(Umwelt- und Klimaschutztechnik)

Exkursionen

Industrienahme Praktika

Events

Recy & DepoTech
(Abfallwirtschaftliche Konferen)

Tagungen, Seminare
& Workshops

Forschung

Arbeitsgruppe
Digitale Abfalltechnik

Arbeitsgruppe
Future Waste &
Abfallwirtschaft

Versuchsstand für
sensorgestützte
Sortierung

DIGITAL Waste
Research LAB

Arbeitsgruppe
Material-orientierte
Abfalltechnik

Arbeitsgruppe
Umweltanayltik

Arbeitsgruppe
Prozess-orientierte
Abfalltechnik

Warum UKT studieren?

Sei der Architekt industrieller Verfahren und Anlagen!
Mache aus Abfällen den Rohstoff der Zukunft!
Erlange Werkzeuge um nachhaltig etwas zu verändern!

Studium

UKT
UMWELT- & KLIMASCHUTZTECHNIK

an der Montanuniversität Leoben

Studienaufbau

Bachelorstudium
Masterstudium

Weitere Infos unter
https://info-ukt.unileoben.ac.at/

Welcher Schwerpunkt?

Du kannst zwischen folgenden zwei Schwerpunkten wählen:
- Verfahrenstechnik
- Abfalltechnik und Abfallwirtschaft

Bereits zum sechszehnten Mal trifft sich im November 2022 die abfallwirtschaftliche Community – endlich wieder persönlich – in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Abfallwirtschaft.

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 Expert:innen präsentiert und diskutiert.

Natürlich versuchen wir fachliche Schwerpunkte zu setzen. Sensor-based Sorting & Control, neue Sortierverfahren, innovative Recyclingtechnologien und der Einsatz digitaler Methoden in der Abfallwirtschaft sind besondere Schwerpunkte. Aber auch traditionelle Fachbereiche wie die Altlastensanierung und Deponietechnik haben weiterhin ihren Platz. Innovative Businessmodelle und Kreislaufwirtschaft runden das Programm ab.

Das Programm der Recy & DepoTech 2022 umfasst 140 Vorträge und 75 Poster. In diesem Konferenzband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachbeiträge der **VORTRÄGE** inklusive englischem Abstract zusammengefasst.

ISBN: 978-3-200-08675-3