



# DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

DOKTOR DER MONTANISTISCHEN WISSENSCHAFTEN (Dr.mont.)

an der Montanuniversität Leoben

## **Kunststoffrecycling – Potenzial, Sammlung und Vorbehandlung von Polyolefinen für das rohstoffliche Recycling in Österreich**

erstellt am

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft,

Montanuniversität Leoben

**Vorgelegt von:**

Dipl.-Ing. Lukas Kranzinger  
00540551

**Betreuer/in:**

Univ.-Prof. DI Dr.mont. Roland Pomberger  
Univ.-Prof. DI Dr.nat.techn. Marion Huber-Humer

Leoben, 23. Juli 2018



## EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

---

Datum

---

Unterschrift

## DANKSAGUNG

In den letzten dreieinhalb Jahren waren für mich folgende innerlichen Zustände und Charaktereigenschaften wichtige Wegbegleiter: **Fleiß, Beharrlichkeit, Zuversicht, Gelassenheit und etwas Glück.** Trotz alledem hätte ich diese Leistung alleine nicht geschafft, deshalb möchte ich an dieser Stelle meine Dankbarkeit gegenüber jenen Personen zum Ausdruck bringen, die mich in dieser Zeit unterstützt haben.

**„Der Weg ist das Ziel“** (*Konfuzius*)

Zu Beginn möchte ich jenen Menschen danken, die mich ermutigt haben, diese Dissertation zu absolvieren. Besonders bin ich meiner Lebenspartnerin Vanessa dankbar. Stets hatte sie gedankenreiche und anregende Worte zur Hand, die mich in meiner Arbeit bekräftigten. Danke, dass du mich auf diesem Weg begleitet hast!

Großer Dank gebührt auch meinem Team „Plastic Reborn“ (Dipl.-Ing. Daniel Schwabl und Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Helmut Flachberger vom Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung; Dipl.-Ing. Dr. mont. Markus Bauer und Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.-Ing. Markus Lehner vom Lehrstuhl für Verfahrenstechnik und industriellen Umweltschutz sowie DDI Wolfgang Hofer von der OMV) für die gute und produktive Zusammenarbeit. Unsere Leistungen wurden am 17. April 2018 mit dem Sonderpreis Phönix – „Zukunft denken – junge Ideen für die Abfallwirtschaft“ der österreichischen Abfallwirtschaft geehrt.

Meinem Doktorvater, Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger, möchte ich meinen großen Dank aussprechen und gleichzeitig meine Bewunderung für sein großes Engagement im Fachbereich der Abfallwirtschaft ausdrücken. Sein unermüdlicher Tatendrang ist und wird mir immer ein Vorbild sein.

Bei meiner Familie (Mama, Papa, Schwester und David) und Schwiegerfamilie (Margit und Hansjörg) bedanke ich mich für ihr Verständnis, dass ich in den letzten Jahren weniger Zeit für Privates hatte, sowie für die vielen wertvollen und unterstützenden Ratschläge.

Auch allen aktiven und früheren Mitarbeitern am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft möchte ich ein herzliches Dankeschön aussprechen für die vielen gemeinsamen Stunden, in denen wir gemeinsam produktiv waren.

Meinen Korrekturlesern ebenfalls ein herzliches Dankeschön!

## Kurzfassung

### **Kunststoffrecycling – Potenzial, Sammlung und Vorbehandlung von Polyolefinen für das rohstoffliche Recycling in Österreich**

Ungeachtet des großen ungenutzten Sekundärrohstoffpotenzials in der Abfallwirtschaft bestehen derzeit nur wenig Anreize, die recyclingfähigen Kunststoffströme (hauptsächlich Polyolefine, wie z.B. Polyethylen und Polypropylen) verstärkt von der thermischen Abfallverwertung in das Recycling umzulenken. Das von der Europäischen Kommission am 02. Dezember 2015 veröffentlichte und am 12. April 2018 vom Europäischen Parlament und der Europäischen Kommission verabschiedete EU-Kreislaufwirtschaftspaket sieht bis 2025 vor, dass mehr Siedlungs- und Verpackungsabfällen recycelt werden müssen.

Laut Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) erreichte Österreich im Jahr 2015 eine Recyclingquote von 33,6 M- % bei Kunststoffleichtverpackungen. In Hinblick auf die europäische Recyclingzielvorgabe für 2025 bedeutet das, einen Aufholbedarf von rund 17 M- %. Einen nützlichen Beitrag zur Erfüllung der ambitionierten europäischen Recyclingziele können die recyclingfähigen Polyolefine leisten, da derzeit der größte Anteil dieser Kunststoffe im Restmüll und in der getrennten Verpackungssammlung dem Recycling nicht zur Verfügung steht.

Die vorliegende Dissertation hat das Ziel, das Vorhandensein (Vorkommen sowie Quantitäten) von Polyolefinen im System der österreichischen Abfallwirtschaft nach wissenschaftlich-technischen Gesichtspunkten aufzuzeigen. Dafür wurden mit einer „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ jene Abfallströme identifiziert, die recyclingfähige Sekundärrohstoffe beinhalten. Das bis dato noch unbekannte Sekundärrohstoffpotenzial in den österreichischen Abfallströmen beläuft sich auf eine geschätzte Jahresmenge von rund 429.000 Tonnen. Außerdem wird nachgewiesen, dass durch die Erweiterung der getrennten Kunststoffsammlung rund 33,9 M- % der recyclingfähigen Kunststoffe vom Restmüll in das Recycling umgelenkt werden können.

Mittels einer innovativen nass-mechanischen Vorbehandlungsanlage wurden aus diesen polyolefinhaltigen Abfallfraktionen (z.B. Rejekts, Mischkunststofffraktion, Ersatzbrennstoffe) hochreine Polyolefinkonzentrate (Polyolefingehalt > 90 M- %) abgetrennt, die als Input für ein werkstoffliches oder rohstoffliches Kunststoffrecycling verwendbar sind. Die Erkenntnisse dieser Dissertation können somit einen wichtigen Beitrag zur Erfüllung der EU-Recyclingziele von Österreich und anderen EU-Mitgliedsstaaten sein.



## Summary

### **Plastic Recycling – the Potential, Collection, and Pre-processing of Polyolefins for Feedstock Recycling in Austria**

Despite the large potential of secondary raw materials worth recovering, there are few incentives to redirect recyclable plastic streams (mainly polyolefins, such as polyethylene and polypropylene) from waste incineration to recycling. However, the EU Circular Economy Package, published by the European Commission (EC) on 2 December 2015 and approved by the European Parliament and the EC on 12 April 2018, provides for an increase in the recycling rates of municipal and packaging waste by 2025.

According to the Federal Ministry for Sustainable Development and Tourism, Austria achieved a recycling rate of 33.6 wt % for plastic lightweight packaging in 2015. With regard to the European 2025 recycling target, this implies a catch-up requirement of around 17 wt %. The recyclable polyolefins may make a useful contribution to meeting the ambitious European recycling targets, as most of these plastics in residual waste and separate package collection are currently not made available for recycling.

By employing scientific and technical aspects, this dissertation aims to demonstrate the availability (in terms of occurrences and quantities) of polyolefins in the Austrian waste management system. For this purpose, a polyolefin-oriented material flow analysis helped identify those waste streams that contain recyclable secondary raw materials. The potential of secondary raw materials in the Austrian waste streams was estimated to amount to an annual volume of around 429,000 tonnes. In addition, evidence is provided that the expansion of the separate package collection of plastics may contribute to redirecting around 33.9 wt % of recyclable plastics from residual waste to recycling.

By means of an innovative wet-mechanical waste pretreatment plant, high-purity polyolefin concentrates (polyolefin content > 90 wt %) were separated from these polyolefin-containing waste fractions (e.g. rejects, mixed plastic waste fraction, refuse-derived fuel), which may be used as input for material or feedstock recycling. Thus, the findings of this dissertation may be regarded as an important contribution to meeting the EU recycling targets in Austria and other EU member states.

## Veröffentlichungen

### Publikation in einer Fachzeitschrift

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Schwabl, D., Flachberger, H., Bauer, M., Lehner, M. & Hofer, W. (2018) Output-Oriented Analysis of the Wet Mechanical Processing of Polyolefin-Rich Waste for Feedstock Recycling. In: Waste Management & Research 36 (5). DOI: 10.1177/0734242X18764294. S. 445-453.

Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., **Kranzinger, L.**, Pomberger, R. & Hofer, W. (2018) Sink-Float Density Separation of Post-Consumer Plastics for Feedstock Recycling. In: Material Cycles and Waste Management 20 (3). DOI: 10.1007/s10163-018-0748-z. S. 1781-1791.

**Kranzinger, L.**, Schopf, K., Pomberger, R. & Punesch, E. (2017) Case study: Is 'the catch-all-plastics bin' useful in unlocking the hidden resource potential in the residual waste collection system? In: Waste Management & Research 35 (2). DOI: 10.1177/0734242X16682608. S. 155-162.

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

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., & Hofer, W. (2017) Outputorientierte Betrachtung der nass-mechanischen Aufbereitung von polyolefinreichen Abfällen für das rohstoffliche Recycling. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft (ÖWAW); Zeitschrift für alle wissenschaftlichen, technischen, rechtlichen und wirtschaftlichen Fragen des gesamten Wasser- und Abfallwesens. 69, 11-12. DOI: 10.1007/s00506-017-0423-y. S. 446-459.

## **Beitrag in einem Buch oder Konferenzband**

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Schwabl, D., Bauer, M. & Hofer, W. (2017) Charakterisierung und Potential polyolefinreiche Abfallströme für die rohstoffliche Verwertung. In: Berliner Recycling und Rohstoffkonferenz. Band 10, Berlin, Deutschland. ISBN: 978-3-944310-34-3. S. 219-228.

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R. & Steiner, B. (2017) Erhebung des Polyolefinpotentials im österreichischen Restmüll. In: 7. Wissenschaftskongress: Abfall- und Ressourcenwirtschaft. 1 Aufl. Band 7, Aachen, Deutschland. ISBN 9783903122789. S. 219-223.

Schwabl, D., Flachberger, H., **Kranzinger, L.**, Bauer, M. & Hofer, W. (2017) Innovatives Verfahren zur Anreicherung von Polyolefin-Konzentraten aus industriellen Reststoffströmen zum Zwecke einer stofflichen Verwertung. In: Berliner Recycling und Rohstoffkonferenz. Band 10, Berlin, Deutschland. ISBN: 978-3-944310-34-3. S. 198-218.

Schwabl, D., Flachberger, H., Bauer, M., Lehner, M., **Kranzinger, L.**, Pomberger, R. & Hofer, W. (2017) Mechanical Processing of Post-Consumer Plastics for Feedstock Recycling. In: Proceedings of 5<sup>th</sup> International Conference on Sustainable Solid Waste Management, Athen, Griechenland.

Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., **Kranzinger, L.**, Pomberger, R. & Hofer, W. (2017) Sink or float" - Density separation of post- consumer plastics for feedstock recycling. In: Proceedings of 9<sup>th</sup> international Symposium on Feedstock Recycling of Polymeric Materials, at VSB-Technical University of Ostrava, Ostrava, Tschechien. ISBN: 978-80-248-4057-4. S. 19-21.

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Schwabl, D. & Bauer, M. (2016) Quo vadis Kunststoffrecycling - Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft. In: Tagungsband der 13. Recy & DepoTech-Konferenz. 1 Auflage, Band 13, Leoben, Österreich. ISBN: 978-3-200-04777-8. S. 583-588.

Pomberger, R., **Kranzinger, L.**, (2016) Case Study: Is the "Catch-All Plastics Bin" Useful to Unlock the Hidden Resource Potential in the Residual Waste Collection System? In: Book of Abstracts of 2<sup>nd</sup> South East European Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems Piran 2016. Faculty of Mechanical Engineering and Naval Architecture, Zagreb, Kroatien (Hrsg.). ISSN:1847-7186. S. 71-83.

Schwabl, D., **Kranzinger, L.**, Bauer, M., Flachberger, H., Lehner, M., Pomberger, R. & Himler, L. (2016) Optimierung der Betriebsparameter einer Versuchsanlage am Beispiel Plastic Reborn. In Conference Proceedings: 12th Minisymposium Verfahrenstechnik at Graz University of Technology, Graz, Österreich. ISBN: 978-3-85125-456-3. S. 143-147.

Schwabl, D., **Kranzinger, L.**, Bauer, M., Flachberger, H., Lehner, M., Pomberger, R., Hofer, W., Himler, L. & Czerniak, M. (2016) Weiterentwicklung eines nassmechanischen Aufbereitungsverfahrens für Altkunststofffraktionen. Tagungsband der 13. Recy & DepoTech-Konferenz. 1 Aufl., Band 13, Leoben, Österreich. ISBN: 978-3-200-04777-8. S. 173-178.

Bauer, M., Schwabl, D., Arnberger, A., **Kranzinger, L.** & Kreindl, G. (2015) Research Studio Austria "Plastic Reborn". In: Proceedings of 11<sup>th</sup> Minisymposium Verfahrenstechnik, University of Natural and Life Sciences (BOKU) Wien, Österreich. ISBN: 978-3-200-04068-4 S. 207-211.

### **Poster im Rahmen einer wissenschaftlichen Veranstaltung**

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Schwabl, D., Flachberger, H., Bauer, M., Lehner, M. (2018) Kunststoffrecycling – Polyolefinpotential in der österreichischen Abfallwirtschaft. Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2018 - Salzburg, Österreich.

**Kranzinger, L.**, & Steiner, B. (2017) Erhebung des Polyolefinpotentials im österreichischen Restmüll. 7. Wissenschaftskongress - Aachen, Deutschland.

Schwabl, D., **Kranzinger, L.**, Bauer, M., Flachberger, H., Lehner, M., Pomberger, R. & Himler, L. (2016) Optimierung der Betriebsparameter einer Versuchsanlage am Beispiel Plastic Reborn. 12. Minisymposium der Verfahrenstechnik - Technische Universität Graz, Graz, Österreich.

Schwabl, D., **Kranzinger, L.**, Bauer, M., Flachberger, H., Lehner, M. & Pomberger, R. (2016) RSA Plastic Reborn. Research Studio Austria - Fachtagung Wirtschaft trifft Innovation - FFG Wien, Wien, Österreich.

### **Vorträge oder Präsentationen**

Zahlreiche Vorträge bzw. Präsentationen auf nationalen und internationalen Fachtagungen.

## **Betreute Bachelor- und Masterarbeiten**

Nachfolgend sind die vom Dissertanten betreuten Bachelor- und Masterarbeiten aufgelistet, die während der Dissertation entstanden sind und deren Ergebnisse in die vorliegende Dissertation eingeflossen sind.

### **Als Betreuer:**

Hörtner, K. (2018) Die Bandbreite der österreichischen Recyclingquote für Siedlungsabfälle. Masterarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben. (noch nicht abgeschlossene Arbeit)

Lojpur, N. (2018) Europäisches Sekundärrohstoffpotential - Polyolefinreiche Abfälle für die stoffliche Verwertung. Masterarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben.

Steiner, B. (2018) Erhebung des Polyolefingehalts im österreichischen Restmüll. Masterarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben und in Kooperation mit der BOKU Wien. (noch nicht abgeschlossene Arbeit)

Füller, D. (2018) Vergleichende Potentialabschätzung von nass- und trocken-mechanisch vorbereiteten gemischten Siedlungsabfällen. Masterarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben. (noch nicht abgeschlossene Arbeit)

### **Als Mitbetreuer:**

Gill, J. (2016) Charakterisierung der Kunststofffraktionen verschiedener Abfallströme mittels FTIR. Bachelorarbeit am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben.

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1 EINLEITUNG.....</b>	<b>3</b>
1.1 Kunststoffrecycling in Österreich und in der EU – ein Überblick.....	3
1.2 Begriffsdefinitionen .....	11
<b>2 DISSERTATIONSKONZEPT UND WISSENSCHAFTLICHE METHODIK .....</b>	<b>14</b>
2.1 Problemstellung und Zielsetzung.....	14
2.2 Forschungskonzept und Überblick.....	19
2.3 Forschungsfragen.....	22
2.4 Struktur der Dissertation .....	23
<b>3 RECHTLICHE GRUNDLAGEN .....</b>	<b>24</b>
3.1 Nationales Recht (Österreich).....	24
3.2 Europäisches Recht.....	25
<b>4 STAND DER TECHNIK BEIM KUNSTSTOFFRECYCLING .....</b>	<b>28</b>
<b>5 LÖSUNGSANSATZ I: UNGENUTZTES SEKUNDÄRROHSTOFFPOTENZIAL IN DER ÖSTERREICHISCHEN ABFALLWIRTSCHAFT .....</b>	<b>35</b>
5.1 Sekundärrohstoffmengenerhebung der polyolefinhaltigen Abfallströme.....	35
5.2 Österreichweite polyolefinorientierte Restmüllanalyse .....	47
5.2.1 Auswahl der Probenahmestandorte .....	47
5.2.2 Probenahme .....	49
5.2.3 Österreichweite Hochrechnung des Polyolefinpotenzials im Restmüll.....	57
5.2.4 Detailergebnisse zum Polyolefingehalt im Restmüll .....	58
5.3 Polyolefinorientierte Stoffstromanalyse .....	60
<b>6 LÖSUNGSANSATZ II: ANPASSUNG DER GETRENNTEN SAMMLUNG – ERFASSUNG VON STOFFGLEICHEN NICHTVERPACKUNGEN.....</b>	<b>74</b>
<b>7 LÖSUNGSANSATZ III: INNOVATIVE VORBEHANDLUNG VON POLYOLEFINHALTIGEN ABFÄLLEN .....</b>	<b>85</b>
7.1 „Plastic Reborn“ – Nass-mechanische Abtrennung von Polyolefinen.....	85
7.2 Szenario – Abfallwirtschaftliche Implementierung von „Plastic Reborn“ .....	99
7.2.1 Beschreibung des Szenarios .....	99

---

7.2.2	Massenverteilung der Outputströme .....	100
7.2.3	Ergebnisse und Auswirkungen des Szenarios .....	101
<b>8</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE .....</b>	<b>108</b>
8.1	Ungenutztes Sekundärrohstoffpotenzial .....	110
8.2	Zusätzliche Erfassung von Kunststoffnichtverpackungen.....	112
8.3	Nass-mechanische Vorbehandlung von polyolefinhaltigen Abfallströmen.....	114
<b>9</b>	<b>KÜNFTIGE FORSCHUNGSFELDER.....</b>	<b>117</b>
<b>10</b>	<b>VERZEICHNISSE.....</b>	<b>121</b>
10.1	Literatur .....	121
10.2	Abkürzungsverzeichnis .....	130
10.3	Tabellen.....	132
10.4	Abbildungen.....	132
<b>ANHANG I</b>	<b>.....</b>	<b>I</b>
<b>ANHANG II</b>	<b>.....</b>	<b>IV</b>

---

# 1 Einleitung

Im Rahmen dieser Dissertation wurde eine neuartige nass-mechanische Vorbehandlungsanlage („Plastic Reborn“-Anlage) zur Abtrennung von ungenutzten und recyclingfähigen Polyolefinen aus gemischten Abfallströmen getestet. Die Testreihen sollten einerseits den Grad der Separierung recyclingfähiger Polyolefine aus den Abfallströmen zeigen und andererseits den Nachweis erbringen, ob mit diesen Polyolefinkonzentraten ein rohstoffliches Recycling mittels thermochemischer Konversion technisch und wirtschaftlich umsetzbar ist. Während die trocken-mechanischen Abfallbehandlungsprozesse bereits standardmäßig bei der Aufbereitung von Abfällen zu hochkalorischen Ersatzbrennstoffen eingesetzt werden, stellt der nass-mechanische Vorbehandlungsschritt eine Neuheit dar.

Neben dem innovativen nass-mechanischen Aufbereitungsprozess beschreibt die Dissertation einen bis dato noch nicht vorhandenen Ansatz zur Erhebung des Sekundärrohstoffpotenzials der Polyolefine mittels einer „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ in der österreichischen Abfallwirtschaft. Außerdem wird die Weiterentwicklung der getrennten Kunststoffsammlung überprüft, um die Sammelmengen der recyclingfähigen Kunststoffe zu erhöhen.

Inhaltlich werden mit den Forschungsfeldern dieser Dissertation innovative Ansätze vorgelegt, die für die Weiterentwicklung der europäischen „Circular Economy-Aktivitäten“ und der Kunststoffrecyclingwirtschaft vielversprechende Ergebnisse zur Steigerung der derzeitigen Recyclingquote aufzeigen.

## 1.1 Kunststoffrecycling in Österreich und in der EU – ein Überblick

Das Kunststoffrecycling blickt auf eine relativ junge Geschichte zurück, da der Werkstoff „Kunststoff“ erst vor ungefähr 150 Jahren erstmals synthetisiert wurde: Durch die Zugabe von Salpetersäure und Lösungsmitteln wurde aus Cellulose „Parkesine“ (Celluloid) gewonnen. 50 Jahre später gelang in Deutschland die Herstellung von Polyvinylchlorid (PVC) als erster technischer Polymerisationskunststoff. 1932 kam es zur Erfindung der Hochdruckpolymerisation von Ethylen und zur Entwicklung einer vollautomatischen Spritzgießmaschine (Braun 2006).

Ab diesem Zeitpunkt stiegen die jährlichen Produktionsmengen von Kunststoff stetig an, und Anfang der 1980er-Jahre übertraf der weltweite volumenbezogene Kunststoffbedarf (224 Milliarden Liter) erstmals jenen an Stahl (133 Milliarden Liter) (Feuchter 2016, Kranzinger et al. 2017b). Damit wurde wohl die Geburtsstunde des „Multiversums an unterschiedlichen Kunststoffen“ eingeläutet. Kunststoffprodukte erhielten für die Gesellschaft einen immer höheren Stellenwert und die verschiedensten Güter – seien es Verpackungen, Fahrzeuge oder Haushaltswaren – könnten ohne diesen Werkstoff nicht im heutigen Ausmaß

---



hergestellt werden. Ein nicht unbeträchtlicher Verbrauchsschub an Kunststoffen ist ab den 1990er-Jahren mit der Abkehr von Mehrwegverpackungen aus Glas und dem Einsatz von Einwegmaterial aus Kunststoff zu registrieren. Insgesamt ist festzuhalten, dass Kunststoffe mit ihren unterschiedlichen Anwendungsmöglichkeiten aus unserem Alltag nicht mehr wegzudenken sind.

Die markanten Änderungen im Konsumverhalten und in der Produktion führten zu einer beträchtlichen Erhöhung der Gesamtabfallmenge und somit zu drastischen direkten (z.B. Littering<sup>1</sup>) und indirekten (z.B. Freisetzung der Kunststoffadditive) Umweltbeeinträchtigungen. Als Reaktion auf diese Entwicklung kam es in vielen Ländern zu einer Änderung der Abfallstrategien, indem getrennte Sammelsysteme für Wertstoffe (z.B. Kunststoffe, Glas, Papier) eingeführt wurden. In Österreich begann dieser Prozess mit der Erlassung der Verpackungsverordnung („Zielverordnung Verpackungen“) im Jahr 1992 (BGBl 1996, Pladerer et al. 2002). Mit der Gründung von verschiedenen Verpackungs- und Verwertungssystemen (z.B. Altstoff Recycling Austria AG) und in Kooperation mit bereits bestehenden Recyclingunternehmen entstanden ab 1993 diverse Verwertungs- und Recyclingverfahren im großtechnischen Maßstab sowie die ersten Märkte für Sekundärkunststoffe (Brunn 2017).

Derzeit werden in Österreich jährlich ca. 1,2 Millionen (Mio.) Tonnen (t) an Kunststoffen benötigt. Davon entfallen etwa 40 M- % auf die Verpackungsindustrie (UCBA 2017), wo hauptsächlich Polyolefine (hier vor allem Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP)) zum Einsatz kommen. Diese Kunststoffe zählen zu den Thermoplasten und können im Gegensatz zu den Duroplasten und Elastomeren durch Erwärmung beliebig oft umgeformt oder neu geformt werden (Plastics 2016). Am Ende seines Lebenszyklus sollte ein Kunststoffprodukt jedoch ordnungsgemäß im getrennten Abfallsammelsystem der Sammel- und Verwertungssysteme entsorgt und möglichst auch stofflich verwertet werden. Im Bezugsjahr dieser Dissertation (2014) wurden in Österreich rund 225.000 t an Leichtverpackungen von Haushalten, Industrie und Gewerbe gesammelt (ARA 2015). Lediglich ein Drittel davon, also 75.000 t, wurde für das Recycling aussortiert (Reh et al. 2014). Trotz des hohen Polyolefingehalts von > 40 M- % (Fraktion: Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungssortierung) (Kranzinger et al. 2016a) wurde der Rest thermisch verwertet. Dies steht im Widerspruch zur EU-Abfallrichtlinie 2008/98/EG, die für eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der Abfallhierarchie dem Recycling gegenüber anderen Verwertungsmöglichkeiten (z.B. thermische Verwertung) den Vorrang gibt (EC 2008). Umgerechnet entgehen dem

---

<sup>1</sup> Littering: „1. das ungeordnete Wegwerfen von Verpackungen ohne vorheriges Sortieren; 2. das Wegwerfen von Müll in die Umgebung“ (Dudenredaktion o.J.).

---

stofflichen Kunststoffrecycling somit über 60.000 Tonnen pro Jahr (t/a) an recyclingfähigen Polyolefinen (Kranzinger et al. 2017a).

Äußerst gering ist die Recyclingquote aus den gemischten Siedlungsabfällen, wo weniger als 5 M- % der Wertstoffe (davon hauptsächlich Metalle) aussortiert und recycelt. Die restlichen 95 M- % werden direkt thermisch bzw. indirekt, d.h. nach der Aufbereitung in mechanisch-biologischen oder mechanischen Abfallbehandlungsanlagen, energetisch verwertet. Folglich geht ein Großteil der noch im Restmüll befindlichen Kunststoffe für das Recycling verloren. Kranzinger et al. (2016a) berichten von einem Polyolefinpotenzial von über 110.000 t/a in den gemischten Siedlungsabfällen.

Demnach entspricht das Polyolefinpotenzial im Restmüll in etwa jenem in der getrennten Sammlung (125.000 t/a), jedoch mit dem gravierenden Unterschied, dass die Polyolefine im Restmüll nicht recycelt werden (Kranzinger et al. 2017a). Dieses derzeit ungenützte Potenzial lässt sich auch durch die aktuell geringe Wirtschaftlichkeit des Recyclingsystems erklären, das von stark schwankenden (d.h. volatile) Sekundärrohstoffpreisen am Markt sowie werkstofflichen Weiterentwicklungen (z.B. höhere Mehrschichtigkeit, Dünnwandigkeit und Komplexität der Produkte) bestimmt wird.

Die Umlenkung von der thermischen Verwertung zu einer verstärkten stofflichen Verwertung recyclingfähiger Polyolefinfraktionen – auch durch die Erhöhung der wirtschaftlichen Attraktivität – soll nun europaweit eingeleitet werden. Es ist zu erwarten, dass das am 12. April 2018 vom Europäischen Parlament (EP) und der Europäischen Kommission (EK) verabschiedete EU-Kreislaufwirtschaftspaket mit seinen Richtlinien eine Veränderung auch auf dem österreichischen Kunststoffrecyclingmarkt bewirken wird (Kranzinger et al. 2017a). Das Paket sieht eine neue europaweit gültige Vorgabe zur Erhöhung der Recyclingziele von Abfällen vor. Das Hauptziel der darin enthaltenen Maßnahmen besteht darin, das lineare europäische Wirtschaftssystem in eine Kreislaufwirtschaft umzuwandeln, welche die Wiederwendung und -verwertung von Abfällen gegenüber der Verbrennung und der Deponierung unterstützt. Wichtige Punkte in den einzelnen Richtlinien sind zum Beispiel: erhöhte Recyclingziele für Siedlungsabfälle und Verpackungsabfälle; strenge Beschränkungen für die Deponierung von Abfällen; die Reduktion von Lebensmittelabfällen; die Förderung des Wiederverwendungsansatzes und die Schaffung von Mindeststandards für die Herstellerverantwortung (EC 2015b). Folgende Ziele sind insbesondere für das Kunststoffrecycling relevant, das Schwerpunkt der gegenständlichen Arbeit ist:

- Reduktion der Deponiemengen von Siedlungsabfällen bis 2035 auf maximal 10 M- % sowie eine stufenweise Erhöhung der Recyclingquote auf 55 M- % bis 2025, auf 60 M- % bis 2030 und auf 65 M- % bis 2035 (ENVI 2018b, ENVI 2018c).

- Eine erhöhte Recyclingquote für Verpackungsabfälle (z.B. Kunststoff, Glas, Papier und Pappe, Metalle, Holz) auf 65 M- % bis 2025 und auf 70 M- % bis 2030, wobei das spezifische Ziel für Kunststoffverpackungen bei 50 M- % bis 2025 und bei 55 M- % bis 2030 liegt.

Für die oben beschriebenen in Prozent ausgedrückten Ziele liegen jedoch noch keine vom Europäischen Parlament und von der Europäischen Kommission bestätigten neuen Berechnungsmethoden vor. Eine Änderung der derzeit gültigen Berechnungsmethoden zur Ermittlung der Recyclingquoten könnte für Österreich dazu führen, dass die Recyclingquote für Siedlungsabfälle von 59 M- % in 2016 (BMNT 2017) unter das geforderte EU-Niveau von 55 M- % bis 2025 sinkt und zusätzliche Recyclingmengen benötigt werden. Die im Jahr 2015 erreichte Recyclingquote für Kunststoffverpackungen von 33,6 M- % (BMNT 2017) besagt für Österreich, dass bei den Kunststoffverpackungen bis 2025 noch rund 17 M- % an Abfällen zusätzlich recycelt werden müssen, um dem EU-Ziel von 55 M- % zu entsprechen. Da, wie oben beschrieben, der Großteil der beinhaltenen Kunststoffe in den gemischten Siedlungs- und Leichtverpackungsabfällen aus Polyolefinen besteht, diese aus werkstofftechnischer Sicht recyclingfähig sind und derzeit für das Recycling weitestgehend ungenutzt sind, können diese Polyolefinmengen einen signifikanten Beitrag zur Erfüllung höherer Recyclingquoten leisten.

In der EU werden durchschnittlich 40 M- % der Kunststoffverpackungsabfälle deponiert, etwa 30 M- % energetisch verwertet und nur knapp 30 M- % werkstofflich oder rohstofflich recycelt (Eurostat 2018). Basierend auf der Methode von Pomberger et al. (2017), werden in Abbildung 1 die Behandlungsquoten länderweise mittels eines RIL-Ternärdiagramms (Recycling, Incineration/thermische Behandlung und Landfilling/Deponierung) dargestellt, wodurch die Leistungsfähigkeit der Kunststoffrecyclingwirtschaft in den einzelnen europäischen Ländern ausgedrückt wird. Dabei wird auch erkennbar, welche Zusatzmengen an Kunststoffen von einzelnen Mitgliedsstaaten recycelt werden müssen, um die neuen europäischen Recyclingziele fristgerecht zu erreichen.

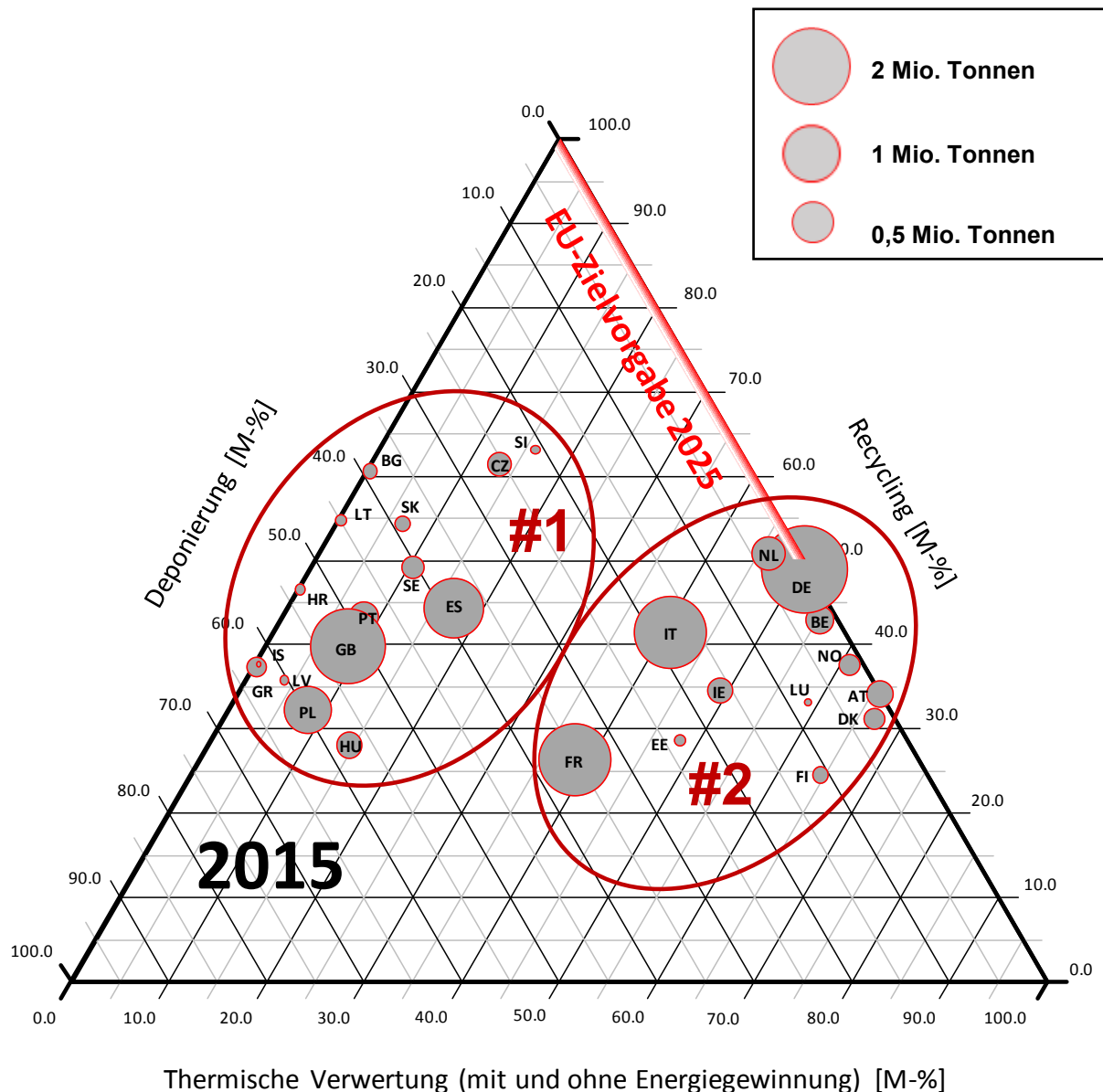


Abbildung 1: Darstellung der europäischen Leistungsfähigkeit der getrennt gesammelten Kunststoffverpackungsabfälle im Jahr 2015 (EU-25 + Norwegen und Island, exklusive Malta, Rumänien, Schweiz und Zypern, für die keine Daten für 2015 verfügbar sind).

Quellen: Eigene Darstellung; RIL-Ternärdiagramm nach Pomberger et al. (2017);  
 Datengrundlage: (Eurostat 2018).

Die Größe der Durchmesser der grauen Kreise zeigt das Jahresaufkommen der Kunststoffverpackungsabfälle der einzelnen Länder. Die roten Ellipsen kennzeichnen die zwei Ländergruppen #1 und #2. Die dicke rote Linie verdeutlicht das EU-Recyclingziel bis 2025 für die getrennt gesammelten Kunststoffverpackungsabfälle: eine Recyclingquote  $\geq 55$  M-% und ein Deponierungsverbot (0 M-%) (ENVI 2018a).

Aus der Lage jedes Kreises (der Durchmesser verdeutlicht die getrennt gesammelten Kunststoffverpackungsabfälle in t/a für das Referenzjahr 2015) im RIL-Ternärdiagramm lässt

sich das jeweilige Verhältnis der drei Behandlungskategorien Recycling, Verbrennung und Deponierung in einem Mitgliedsstaat ablesen. So weist beispielsweise Österreich eine Recyclingquote von 33,6 M- % auf, die Verbrennungsquote beträgt 66,4 M- % und der Deponierungsanteil 0 M- %, was auf das Deponierungsverbot zurückzuführen ist. In Hinblick auf die bevorstehende Erhöhung der Recyclingquoten können zwei charakteristische Ländergruppen (#1 und #2) identifiziert werden, die in der Zukunft einen unterschiedlich hohen Aufwand betreiben müssen, um die Leistungsfähigkeit der Kunststoffrecyclingwirtschaft zu verbessern.

Aus der in Abbildung 1 ersichtlichen Clusterbildung lassen sich folgende Aussagen ableiten:

1. Die Ländergruppe #1 umfasst Bulgarien (BG), Tschechischen Republik (CZ), Spanien (ES), Großbritannien (GB), Griechenland (GR), Kroatien (HR), Ungarn (HU), Island (IS), Litauen (LT), Lettland (LV), Polen (PL), Portugal (PT), Schweden (SE), Slowenien (SI) und Slowakei (SK). Ihnen ist gemeinsam, dass sie verstärkt auf eine **Kombination aus Deponierung und werkstofflichem Recycling** setzen, um die Kunststoffverpackungsabfälle zu behandeln. Im Mengenschnitt werden rund 10 M- % energetisch verwertet und trotz der hohen Deponierungsquote (45 M- %) werden im Vergleich zur zweiten Ländergruppe durchschnittlich mehr Kunststoffe recycelt (45 M- %).

Zur weiteren Erhöhung der Recyclingquote wäre aus fachlicher Sicht ein Deponierungsverbot für Kunststoffabfälle zielführend, da so zusätzliche Mengen an recyclingfähigen Kunststoffen von den Deponien in die Recyclinganlagen umgelenkt werden können. Alternativ dazu könnte z.B. eine Deponierungssteuer oder ähnliche Maßnahmen eingeführt werden.

2. Die Ländergruppe #2 inkludiert Österreich (AT), Belgien (BE), Deutschland (DE), Dänemark (DK), Estland (EE), Finnland (FI), Frankreich (FR), Irland (IE), Italien (IT), Luxemburg (LU), Niederlanden (NL) und Norwegen (NO). Für sie ist eine **Verwertungskombination aus thermischer Verwertung (mit und ohne Energierückgewinnung) und werkstofflichem Recycling** charakteristisch. Neun Mitgliedsstaaten (AT, BE, DK, DE, FI, LU, NE, NO und SE) haben bereits ein Deponierungsverbot für Kunststoffe erlassen. Im Vergleich zur Ländergruppe #1, die eine höhere Deponierungsquote aufweist, wäre für diese Ländergruppe eine durchschnittlich höhere Recyclingquote zu erwarten, da angenommen werden könnte, dass diese Länder eine besser entwickelte Abfallwirtschaft besitzen. Die niedrige durchschnittliche Recyclingquote von 36 M- % entspricht aber nicht dieser Einschätzung.
-

Zur Erhöhung ihrer Recyclingquoten sollten die Mitgliedstaaten ihren Fokus auf die Umlenkung der recyclingfähigen Kunststoffe von der Verbrennung in das Recycling richten.

Die länderspezifische Leistung der Kunststoffrecyclingwirtschaft zeigt, dass die Kunststoffrecyclingquote in nahezu allen Mitgliedsstaaten bis 2025 verbessert bzw. erhöht werden muss. Dieses Ziel ist hauptsächlich durch die zusätzliche Abtrennung von recyclingfähigem Material erreichbar, wofür das noch ungenutzte Sekundärrohstoffpotenzial der hochwertigen und recyclingfähigen Polyolefine einen signifikanten Beitrag leisten kann.

Betrachtet man jedoch die Entwicklung der Recyclingquoten im Zeitraum 2006-2015, so ist in vielen EU-Mitgliedsstaaten (auch in Österreich) eine Stagnation zu festzustellen. Das Abflachen der Recyclingquote kann auf die derzeitige technische und wirtschaftliche Leistungssättigung der Sortier- und Recyclingtechnologien hindeuten. Die aktuellen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ermöglichen lediglich die Abtrennung der hochwertigsten und saubersten Sekundärkunststoffe, die in einem nächsten Schritt zu Rezyklaten mit Neuwarenqualität verwertet werden können. So können Einschränkungen bei den Anforderungen an Geruch und Farbe sowie bei den mechanischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften der Sekundärmaterialien weitestgehend vermieden werden. Die aktuelle Situation legt nahe, dass dringend neue Recyclingrouten im Bereich der Kunststoffverwertung gefunden werden müssen, um die Lücke im Stoffkreislauf zu schließen.

Im Rahmen dieser Dissertation wurde eine neuartige nass-mechanische Vorbehandlungsanlage („Plastic Reborn“-Anlage) zur Abtrennung von ungenutzten und recyclingfähigen Polyolefinen aus gemischten Abfallströmen getestet. Die Testreihen sollten einerseits den Grad der Separierung recyclingfähiger Polyolefine aus den Abfallströmen zeigen und andererseits den Nachweis erbringen, ob mit diesen Polyolefinkonzentraten ein rohstoffliches Recycling mittels thermochemischer Konversion technisch und wirtschaftlich umsetzbar ist. Während die trocken-mechanischen Abfallbehandlungsprozesse bereits standardmäßig bei der Aufbereitung von Abfällen zu hochkalorischen Ersatzbrennstoffen eingesetzt werden, stellt der nass-mechanische Vorbehandlungsschritt eine Neuheit dar.

Neben dem innovativen nass-mechanischen Aufbereitungsprozess beschreibt die Dissertation einen bis dato noch nicht vorhandenen Ansatz zur Erhebung des Sekundärrohstoffpotenzials der Polyolefine mittels einer „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ in der österreichischen Abfallwirtschaft. Außerdem wird die Weiterentwicklung der getrennten Kunststoffsammlung überprüft, um die Sammelmengen der recyclingfähigen Kunststoffe zu erhöhen.

---

---

Inhaltlich werden mit den Forschungsfeldern dieser Dissertation innovative Ansätze vorgelegt, die für die Weiterentwicklung der europäischen „Circular Economy-Aktivitäten“ und der Kunststoffrecyclingwirtschaft vielversprechende Ergebnisse zur Steigerung der derzeitigen Recyclingquote aufzeigen.

---

## 1.2 Begriffsdefinitionen

### Additive

Additive sind alle Bestandteile, die Nichtkunststoffprodukte sind und die nur in relativ geringen Mengen dem Kunststoffprodukt zugesetzt werden. Somit sind Additive kein Hauptbestandteil eines Kunststoffproduktes, dienen aber zur gezielten Veränderung der Materialeigenschaft. Typische Additive sind: z.B. Flammschutzmittel, Antistatika, Treibmittel, Wärmestabilisatoren, Gleitmittel, Lichtschutzmittel (Gächter & Müller 1989).

### Compoundierung

Die Materialeigenschaften der Kunststoffgranulate werden bei diesem Prozess gezielt durch die Zugabe von Zuschlagstoffen (z.B. Additive oder Füllstoffe) verändert; der Kunststoff wird sozusagen veredelt (Chemie 2018).

### Füllstoffe

Die sogenannten aktiven Füllstoffe werden zur Modifizierung der Kunststoffeigenschaften verwendet. So dient zum Beispiel Glimmer zur Dämpfung oder Ruß zur UV-Stabilität. Passive Füllstoffe (z.B. Kreide) vergrößern lediglich das Kunststoffvolumen. Im Vergleich zu den Additiven können Füllstoffe zu einem wesentlich höheren Anteil der Kunststoffmatrix beigefügt werden (Gächter & Müller 1989).

### Nichtpolyolefine

Nichtpolyolefine sind Elastomere, Duroplaste oder Thermoplaste, wie zum Beispiel Polyvinylchlorid (PVC) (Fritsche et. al 2012). Nach Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP) ist PVC der in Europa am dritthäufigsten produzierte Kunststoff (PlasticsEurope 2017). Polyethylenterephthalat (PET) ist ein weiteres Nichtpolyolefin aus der Gruppe der Thermoplaste. Dieser Kunststoff kommt sehr oft bei der Herstellung von Hohlkörpern oder Fasern zum Einsatz (Bauer et al. 2013). Zusammen mit Polystyrol (PS), auch ein Nichtpolyolefin von der Gruppe der Thermoplaste, steht PET mit einem Anteil von 7 M- % auf Rang vier der europaweit am meisten produzierten Kunststoffe (PlasticsEurope 2017).

### Polyolefine

Polyolefine sind Polymere, die aus Alkenen hergestellt werden, und gehören zu den Thermoplasten. Zu den Polyolefinen zählen die Kunststoffe Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP). Je nach Dichte wird Polyethylen in HDPE (High Density) und LDPE (Low Density) unterschieden. Im Gegensatz zu Duroplasten können die Thermoplaste durch Erwärmung beliebig oft umgeformt oder neu geformt werden (Abts 2014).

---



## **Recyclingquote**

*„Unter der Recyclingquote wird eine Beziehungszahl verstanden, die ausdrücken soll, zu welchem Anteil ein Abfall stofflich recycelt wird.“ (ALBA 2018b)*

Derzeit werden von der Europäischen Union vier verschiedene Varianten für die Berechnung der Recyclingquote von Siedlungsabfällen gemäß Artikel 11 Absatz 2 der Richtlinie 2008/98/EG vorgegeben (EU 2011). Jeder Mitgliedsstaat kann eine dieser Methoden zur Berechnung seiner Recyclingquote wählen. Eine Harmonisierung der Berechnungsmethoden ist jedoch unumgänglich und wird angestrebt.

## **Regenerat**

*Das Regenerat „wird über einen Schmelzprozess (Compoundieren) unter Zugabe von Zusätzen (Additiven) zur Eigenschaftverbesserung gewonnen. Regenerat hat gleichmäßige Korngröße und keinen Staubanteil und gegebenenfalls definierte Eigenschaftswerte.“ (Hellerich et al. 2010)*

## **Regranulat**

*Das Regranulat „wird aus Mahlgut über einen Schmelzprozess als Granulat gewonnen. Regranulat hat gleichmäßige Korngröße und keinen Staubanteil und ist problemlos verarbeitbar.“ (Hellerich et al. 2010)*

## **Rezyklat**

*Rezyklat ist „ein Überbegriff; es handelt sich um eine Formmasse bzw. einen aufbereiteten Kunststoff mit definierten Eigenschaften. In vielen Fällen wird das Rezyklat in Neuware eingemischt. Ein Rezyklat hat in seinem Werdegang i.a. bereits einen Verarbeitungsprozess hinter sich.“ (Hellerich et al. 2010)*

## **Richtlinie (EU)**

*Eine Richtlinie ist „ein Rechtsakt, in dem ein von allen EU-Ländern zu erreichendes Ziel festgelegt wird. Es ist jedoch Sache der einzelnen Länder, eigene Rechtsvorschriften zur Verwirklichung dieses Ziels zu erlassen.“ (BMNT 2017)*

---

### **Rohstoffliches Recycling (Feedstock Recycling)**

Beim rohstofflichen Recycling wird der Kunststoff in seine Bestandteile zersetzt. Hierbei werden die Makromoleküle abgebaut, und es entstehen entweder neue Monomere oder es werden Rohstoffe wie Öle oder Gase gebildet. Hier unterscheidet man zwei Verfahren: einerseits Solvolyse/Hydrolyse, andererseits petrochemische Verfahren wie Hydrierung, Thermolyse oder Vergasung (Kaiser 2011).

### **Stoffgleiche Nichtverpackung**

Laut WKO (2014) sind stoffgleiche Nichtverpackungen Gegenstände, die ein *„integraler Teil eines Produktes sind, der zur Umschließung, Unterstützung oder Konservierung dieses Produktes während seiner gesamten Lebensdauer benötigt wird, und alle Komponenten sind für die gemeinsame Verwendung, den gemeinsamen Verbrauch oder die gemeinsame Behandlung bestimmt.“* Dazu zählen zum Beispiel:

Kunststoffhandschuhe, Kinderspielzeug, Frischhalteboxen, Videokassetten sowie CD- und DVD-Hüllen, Dämmplatten aus expandiertem Polystyrol, Kleiderbügel, Putzeimer und Wäschekörbe (> 5 l bei Haushaltsverpackungen), Silagefolien.

### **Verordnung (EU)**

Eine Verordnung ist *„ein verbindlicher Rechtsakt, den alle EU-Länder in vollem Umfang umsetzen müssen. Um beispielsweise sicherzustellen, dass für Waren, die in die EU importiert werden, gemeinsame Schutzmaßnahmen gelten, hat der Rat der EU eine entsprechende Verordnung angenommen.“* (BMNT 2017)

### **Verpackung**

Gemäß § 3 Z. 1 Verpackungsverordnung (BMLFUW 2014) sind Verpackungen *„aus verschiedenen Packstoffen hergestellte Packmittel, Packhilfsmittel oder Paletten zur Aufnahme, zum Schutz, zur Handhabung, zur Lieferung und zur Darbietung von Waren.“*

### **Werkstoffliches Recycling**

Beim werkstofflichen Recycling wird die makromolekulare Struktur der Kunststoffe erhalten. Das geschieht durch Wiederaufschmelzen des Sekundärrohstoffes. Eine andere Möglichkeit besteht darin, die Abfälle zu mahlen und das Mahlgut anderen Kunststoffen als Füllstoff beizumischen. Der Vorteil dabei ist, dass auch Duroplaste und Elastomere recycelt werden können. Wiederaufschmelzen dagegen ist nur für Thermoplaste geeignet (Kaiser 2011).

---

## 2 Dissertationskonzept und wissenschaftliche Methodik

Im Folgenden werden die Problemstellung und Zielsetzung, das Forschungskonzept, die Forschungsfragen sowie die Struktur der vorliegenden Dissertation erläutert.

### 2.1 Problemstellung und Zielsetzung

Der Werkstoff „Kunststoff“ findet heutzutage in all seinen unterschiedlichen Formen und Arten in beinahe jedem Wirtschaftszweig Anwendung. Bei der Produktion von Verpackungen, Elektrogeräten oder Automobilen ist er ebenso wenig wegzudenken wie in der Bauindustrie, der Landwirtschaft oder der Medizin. Durch diese Mannigfaltigkeit steigt die Nachfrage nach diesem Rohstoff kontinuierlich. In den letzten 60 Jahren hat sich der globale Bedarf auf das Zwanzigfache auf rund 335 Mio. t/a erhöht (Ellen 2016, PlasticsEurope 2017). Die Weiterentwicklung des Kunststoffrecyclings wurde aber nicht in demselben Ausmaß vorangetrieben, obwohl viele Konsumgegenstände aus recyclingfähigen Kunststoffen (z.B. aus Polyethylen und Polypropylen aus der Gruppe der Polyolefine) hergestellt werden und aus den Abfallströmen abtrennbar sind. Derzeit fehlt dem Kunststoffabfall der monetäre und materielle Wert, um als lukrativer Altstoff anerkannt zu werden. Unabhängig vom wirtschaftlichen Mehrwert führten die aktuellen Umweltprobleme, wie zum Beispiel Kunststoffpartikel im Meer, in Gewässern oder im Boden, dazu, dass sich Gesellschaft, Politik und Industrie verstärkt mit dem Thema Kunststoffrecycling beschäftigen und sich intensiv mit Problemlösungsansätzen auseinandersetzen. So arbeitet die Europäische Union seit dem Jahr 2014 an einer Richtlinie für den ressourcenschonenden Umgang mit Kunststoffabfällen (Stichwort: EU-Kreislaufwirtschaftspaket; siehe Abschnitt 3.2).

Dabei ist bei näherer Betrachtung der Kunststoffwertschöpfungskette erkennbar, dass für die Entstehung dieser negativen Umweltauswirkungen ein Bündel an Faktoren verantwortlich ist. So spielt auf ökonomischem Gebiet der geringe Preis für Sekundärrohstoffe oder die hohen Kosten der Abfallsammlung und -behandlung eine Rolle. Mängel in der Kommunikation tragen beispielsweise dazu bei, dass Hersteller keine Informationen darüber haben, welche Inhaltstoffe für das Recycling verträglich sind und im rechtlichen Bereich ist unter anderem das Fehlen eines einheitlichen Regelwerks für das Abfallende von Altkunststoffen ein gravierendes Hemmnis. Derzeit werden zum Beispiel kunststoffreiche und recyclingfähige Abfallströme direkt in die Abfallverbrennung gelenkt, weil dies aus ökonomischer Sicht für den Entsorger rentabler ist als die Abtrennung recyclingfähiger und nicht recyclingfähiger Kunststoffe und ihr Recyceln. Zudem führen die rechtlich vorgegebenen, aber relativ niedrigen Kunststoffrecyclingquoten zu einer Art „Rosinenpicken“ bei den Kunststoffsortieranlagen. Lediglich die einfach zu sortierenden Fraktionen (z.B. HDPE- oder PET-Hohlkörper) werden in den Sortieranlagen abgetrennt, da mit diesen Mengen bereits die rechtlich geforderten

---

Recyclingquoten erzielt werden können. Dieser derzeitige rechtliche Rahmen und der geringe Sekundärrohstofflös führen dazu, dass kaum zusätzliche recyclingfähige Kunststoffe abgetrennt werden und somit die Kunststoffrecyclingquote eher stagniert, obwohl eine Steigerung höchst wünschenswert wäre. Auf Fachtagungen fordert daher die wissenschaftliche Community seit langem: **Dem Kunststoffabfall muss generell ein höherer Wert verliehen werden, um das Recycling attraktiver gestalten zu können.**

Die folgenden Aufzählungen beinhalten jene kritischen Erfolgsfaktoren, welche für eine positive Weiterentwicklung des Kunststoffrecyclings ausschlaggebend sind. Sie sollen Möglichkeiten für Politik, Wirtschaft, Umwelt und Bevölkerung aufzeigen, um Blockaden im gegenwärtigen Umgang mit dem Wertstoff „Kunststoff“ auf ökologischer, kommunikativer und rechtlicher Sicht zu lösen.

- **Getrennte Leichtverpackungssammlung ist ausbaufähig:** Die Struktur der getrennten Sammlung von Leichtverpackungen ist in Österreich sehr heterogen aufgebaut. Im Bereich der Haushaltssammlung werden entweder die gesamten Leichtverpackungen (Folien und Hohlkörper) oder ausschließlich Plastikflaschen (Hohlkörper) im Gelben Sack bzw. in der Gelben Tonne gesammelt. In manchen Gemeinden werden neben den Kunststoffverpackungen zusätzlich noch Metallverpackungen in demselben Behälter mitgesammelt. Auch die Rückgabe in Altstoffsammelzentren ist möglich.  
Durch diesen getrennten Sammelsystemmix sollen so viele recyclingfähige Kunststoffe wie möglich gesammelt und dem Recycling zur Verfügung gestellt werden. Da aber nur ca. die Hälfte der in der Abfallwirtschaft vorkommenden Kunststoffe Verpackungen sind, werden potenziell recyclingfähige Kunststoffnichtverpackungen über den Restmüll entsorgt und thermisch verwertet. Dadurch entgehen der Recyclingbranche hochwertige Einsatzstoffe, welche die Sekundärrohstoffqualität wesentlich verbessern könnten.
  - **Kunststoff-Rezyklate haben nur wenige Absatzmärkte:** Derzeit ist der Einsatzbereich für recycelten Kunststoff überschaubar. Es handelt sich größtenteils um Nischenmärkte, die geringwertige Sekundärkunststoffe einsetzen (z.B. tragende Elemente bei Lärmschutzwänden, Parkbänke, Blumentöpfe, Paletten). Auch die Unsicherheit über die Rentabilität der Rezyklate (Preisvolatilität) hemmt den Kapazitätsausbau der Kunststoffrecyclinganlagen.
  - **Additive in Kunststoffabfällen sind weitgehend unbekannt:** Die im Kunststoff enthaltenen Additive müssen nicht immer von technischem Nachteil für das Rezyklat sein. Teilweise können passive Füllstoffe (z.B. Quarz, Ruß, Talk) die Steifigkeit, Schlagzähigkeit oder UV-Stabilität des Rezyklats verbessern. Jedoch ist die Palette an Additiven groß, und manche dieser Additive haben möglicherweise
-

auch negative Auswirkungen auf das Recycling. Insbesondere bei der Wahl des Weichmachers (Phthalate wie z.B. DIDP – Di-isodecyl-phthalat), des Flammschutzmittels (PBB – polybromierte Biphenyle, PBDE – polybromierte Diphenylether) (Global 2018) oder des Farbstoffes ist die Gefahr einer wissentlichen oder unwissentlichen Verwendung bedenklicher Substanzen hoch. Da die Kunststoff-Wiederverwerter keine Informationen über die Art und Menge der Additive besitzen, können diese potenziell gesundheitsschädlichen Stoffe wieder in den Produktkreislauf zurückgeführt werden.

- **Kommunikation zwischen den Stakeholdern entlang der Kunststoffwertschöpfungskette ist äußerst mangelhaft:** Zwischen der petrochemischen Industrie, den Kunststoffcompoundierern, den Abfallsammelunternehmen und den Kunststoffrecyclingunternehmen besteht wenig informative Zusammenarbeit. Folglich können die Stakeholder keine produktionspezifischen Maßnahmen treffen, um hochwertigere Kunststoffe oder Rezyklate, die für einen Recyclingkreislauf geeignet wären, zu produzieren. Für die Produktion recyclingfähiger Verpackungen ist auch die Kommunikation zwischen Recyclern und Verpackungsherstellern wichtig.
- **Produktdesign von Kunststoffprodukten beeinträchtigt das Recycling:** Mehrschichtkunststofffolien, zum Beispiel, sind für das werkstoffliche Recycling nur begrenzt geeignet, da eine unkontrollierte Mischung von Kunststoffarten zu einem technisch minderwertigen Rezyklat führt. Abfallsortiertechnologien (z.B. sensorgestützte Sortierapparate) können nur die Oberfolie des Werkstoffes erkennen und nicht den Materialverbund als Ganzes. Somit sind zum Beispiel Monofolien aus Low-Density Polyethylen (LDPE-Folien) besser zu sortieren und zu recyceln.
- **Abfallende ist nicht klar definiert:** Für Kunststoffabfälle gibt es keine einheitliche Regelung für das Erlangen des Abfallendes. Jeder Abfallstrom und jedes Recyclingverfahren müssen von der Behörde individuell geprüft werden. Das verlangsamt den Ausbau von Recyclingkapazitäten.
- **Intrinsische Motivation der Bevölkerung zur Nutzung von Recyclingkunststoffen ist begrenzt:** Ebenso wie die Produzenten sind die Konsumenten derzeit noch sehr stark auf die Verwendung von Primärkunststoffen ausgerichtet. Lediglich kleine Randgruppen der Bevölkerung und Industrie bevorzugen Recyclingkunststoffe und erkennen die Notwendigkeit von geschlossenen Rohstoffkreisläufen.

Durch die Zunahme der negativen Umweltauswirkungen, wie die Verschmutzung der Böden und Weltmeere durch Makro- (> 5 mm), Mikro- (< 5 mm) und

---

Nanoplastikpartikel ( $< 1 \mu\text{m}$ ), rückt die Diskussion über eine verantwortungsbewusste Nutzung von Kunststoff immer mehr in den Fokus von Gesellschaft, Politik und Industrie (WBGU 2013).

- **Die Überschreitung der gesetzlichen Recyclingquoten ist nicht attraktiv:** Derzeit ist in Österreich eine Recyclingquote von 22,5 M-% vorgeschrieben. Aus ökonomischer Sicht wäre eine freiwillige Erhöhung dieser Quote für die betreffenden Stakeholder (Abfallsortieranlagen oder Sammel- und Verwertungssysteme) unattraktiv, da jedes zusätzliche Prozent an Recyclingquote zu Mehrkosten in der Sortierung führt, und diese durch die derzeitigen Sekundärrohstoff Erlöse nicht gedeckt sind.

Die gegenständliche Dissertation beschäftigt sich mit drei übergeordneten Forschungsfeldern, die sich aus den zuvor genannten Problemstellungen ableiten lassen. Dabei wird die abfallwirtschaftliche Sammlung, Behandlung und Verwertung von Kunststoffabfällen anhand von wissenschaftlich-technischen Methoden untersucht, um ausgewählte Wissenslücken zum Thema Kunststoffrecycling zu schließen. Folgend sind die drei Forschungsfelder mit der jeweiligen Zielsetzung angeführt.

1. **Mengenpotenzial recyclingfähiger Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft:** Polyolefine zählen zu den thermoplastischen Kunststoffen und besitzen die Eigenschaft, sich nach Erwärmung umformen bzw. neu formen zu lassen. Neben dieser guten Recyclingfähigkeit ist auch der Einsatzbereich dieser Kunststoffe sehr vielfältig. Da Kunststoff bisher in der Abfallwirtschaft nur von wenigen Akteuren als Wertstoff betrachtet wurde, ist über das Mengenpotenzial von diesen Polyolefinen noch keine Datengrundlage in der Literatur vorhanden. In erster Linie kann bei den gemischten Siedlungsabfällen und anderen gemischten Abfallströmen von einem großen Mengenpotenzial ausgegangen werden, das untersucht werden muss.

**Zielsetzung:** Das abfallwirtschaftliche Aufkommen und die bedeutendsten Anfallstellen von Polyolefinen, insbesondere von Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP), sollen dargestellt werden, um das noch ungenutzte Mengenpotenzial für das bestehende und zukünftige Recycling aufzuzeigen.

---

## **2. Leistungsüberprüfung der getrennten Kunststoffsammlung in Österreich:**

Die getrennte Sammlung von Kunststoffen stellt die Basis für ein funktionierendes Recycling dar. Dies liegt daran, dass im Vergleich zur gemischten Sammlung die Wertstoffqualität bei separater Sammlung aufgrund des geringeren Verschmutzungsgrades deutlich höher ist. Derzeit werden mit der getrennten Sammlung ausschließlich Kunststoffverpackungen erfasst. Recyclingfähige stoffgleiche Nichtverpackungen, die ähnliche materialtechnische Eigenschaften wie Verpackungen besitzen, werden über die gemischte Sammlung entsorgt und entgehen somit dem Recycling.

### **Zielsetzung:**

Geprüft wird, ob mehr recyclingfähige Kunststoffe über die getrennte Sammlung erfasst werden können, wenn neben den Verpackungen auch stoffgleiche Nichtverpackungen in den Zuweisungskatalog<sup>2</sup> der getrennten Sammlung aufgenommen werden. Die mit den Mehrsammelungen verbundenen ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Vor- und Nachteile sollen geprüft werden.

## **3. Einsatz einer neuartigen nass-mechanischen Vorbehandlungsanlage zur Gewinnung von recyclingfähigen Polyolefinen für das rohstoffliche Recycling:**

Gegenwärtig werden in den österreichischen Abfallbehandlungsanlagen aus gemischten Abfallströmen (z.B. gemischter Siedlungsabfall oder Gewerbeabfall) nur in Ausnahmefällen sortenreine Kunststoffe aussortiert. Der Stand der Technik ist derzeit die trockenmechanische Aufbereitung dieser Abfälle und die Herstellung von Ersatzbrennstoffen, die im nächsten Schritt in Mitverbrennungsanlagen thermisch verwertet werden. Der Rest der Abfälle, rund zwei Drittel der gemischten Siedlungsabfälle, wird ohne Vorbehandlung direkt in Abfallverbrennungsanlagen thermisch genutzt. Auch hier entgeht dem Kunststoffrecycling eine große Menge an Sekundärrohstoffen.

---

<sup>2</sup> Zuweisungskatalog: Dieser gibt an, welche Abfälle in einem Abfallsammelbehälter entsorgt werden dürfen.

---

**Zielsetzung:**

Mithilfe einer neuartigen nass-mechanischen Vorbehandlungsanlage im Technikumsmaßstab wird die Machbarkeit und Effizienz der Abtrennung von Polyolefinen aus gemischten Abfallfraktionen überprüft. Die anhand einer „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ identifizierten Abfallströme werden praktischen Abtrennversuchen unterzogen. Dabei soll die nass-mechanische Vorbehandlungsanlage hochreine Polyolefinkonzentrate für das rohstoffliche Recycling herstellen.

Bei Erfolg versprechenden Ergebnissen der Abtrennversuche werden in einem nächsten Schritt die wirtschaftlichen Auswirkungen einer Koppelung dieser innovativen Vorbehandlungsanlage mit einer bestehenden trocken-mechanischen Abfallbehandlungsanlage auf die österreichische Abfallwirtschaft untersucht. Ziel ist es, die Polyolefinkonzentrate für das rohstoffliche Recycling zur Verfügung zu stellen.

## 2.2 Forschungskonzept und Überblick

Das Forschungskonzept der vorliegenden Dissertation betrachtet die abfallwirtschaftlichen und -technischen Behandlungswege der Sammlung und Vorbehandlung der österreichischen Kunststoffentsorgungsbranche,

- a.) um das ungenutzte Sekundärrohstoffpotenzial der Polyolefine zu identifizieren und zu quantifizieren;
- b.) um die Chancen einer erweiterten getrennten Kunststoffsammlung (Gesamtkunststofftonne) abzuschätzen;
- c.) um eine innovative nass-mechanische Abfallvorbehandlungsanlage („Plastic Reborn“) zu testen und zu evaluieren.

Die Interpretation der Ergebnisse von Punkt *a*, *b* und *c* setzt sich mit den Auswirkungen einer tatsächlichen Nutzung des gegebenen Polyolefinpotenzials auseinander. Dabei wird berücksichtigt, dass die neu gewonnenen Sekundärpolyolefine einer rohstofflichen Verwertung zugeführt werden können.

Abbildung 2 visualisiert das derzeitige Entsorgungs- und Verwertungsmodell der österreichischen Abfallwirtschaft, mit welchem auch die Kunststoffe (u.a. Polyolefine) entsorgt werden (Details siehe Kapitel 4). Die einzelnen Forschungsfelder dieser Dissertation sind farbig begrenzt (rot, grün und blau). Dadurch wird verdeutlicht, dass ein Forschungsfeld mehrere abfallwirtschaftliche und -technische Ebenen umfasst. Diese übergreifende

---



Sichtweise hat den Zweck, Forschungslücken zu schließen, um Anknüpfungspunkte zur Steigerung des Kunststoffrecyclings aufzuzeigen.

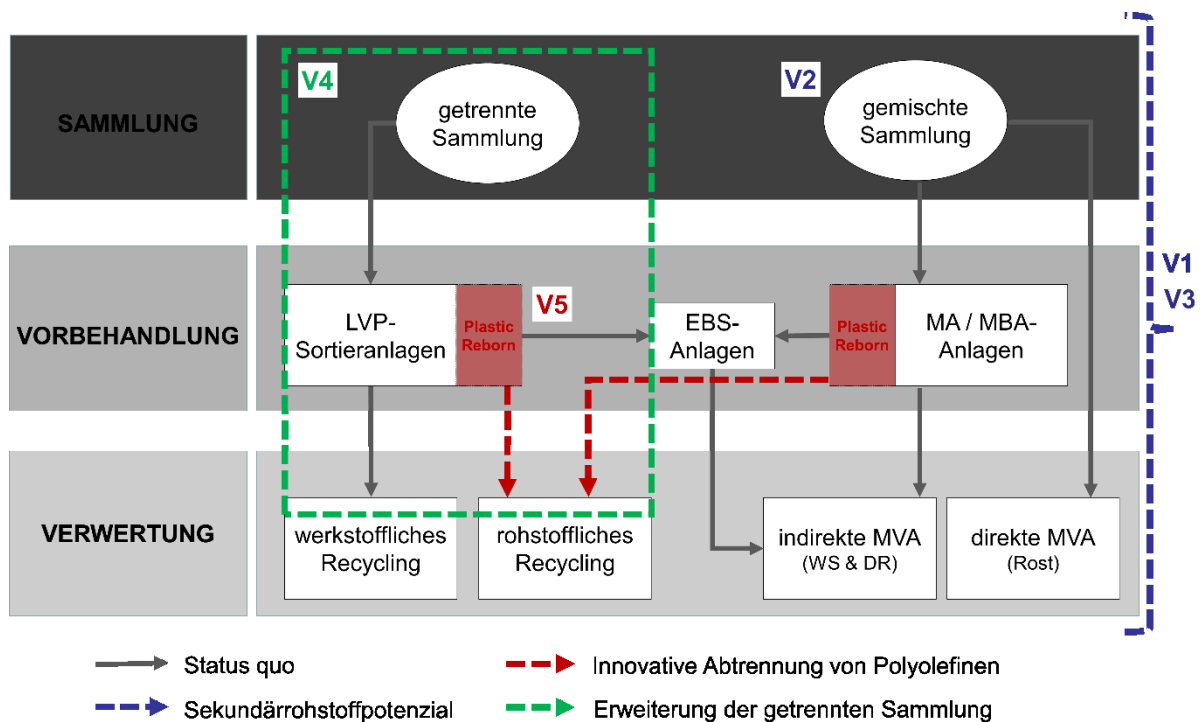


Abbildung 2: Drei Forschungsfelder und die relevanten Veröffentlichungen (V1-V5), bezogen auf das österreichische Entsorgungs- und Verwertungssystem für Kunststoffe mit den abfalltechnischen Ebenen Sammlung, Vorbehandlung und Verwertung.

Quelle: Eigene Darstellung.

DR: Drehrohröfen; EBS: Ersatzbrennstoffanlagen; LVP: Leichtverpackungssortieranlagen; MA: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen; MBA: Mechanisch-biologische Abfallvorbehandlungsanlagen; MVA: Abfallverbrennungsanlagen; Rost: Rostfeuerung; WS: Wirbelschichtöfen.

Derzeit werden rund 60.000 t/a an Polyolefinen und ca. 16.000 t/a an PET dem werkstofflichen Recycling zugeführt (Kranzinger et al. 2018). Im Vergleich zum jährlichen österreichischen Verbrauch von über einer halben Million Tonnen ist dies nur ein geringer Anteil (PlasticsEurope 2017). Das **blaue** Forschungsfeld identifiziert das vorhandene Sekundärrohstoffpotenzial der Polyolefine, das mithilfe einer „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ quantifiziert wird. Die in diesem Bereich bislang vorhandenen Defizite werden in den Veröffentlichungen V1, V2 und V3 aufgezeigt. Lösungsansätze für die österreichische Abfallwirtschaft zur verbesserten Nutzung des Sekundärrohstoffpotenzials sind in den Ergebnissen (siehe Kapitel 5) und in der Zusammenfassung (siehe Kapitel 8, insbesondere Abschnitt 8.1) angeführt.

Das **grün** gekennzeichnete Forschungsfeld beschäftigt sich mit der Erweiterung der getrennten Kunststoffverpackungssammlung und dem damit ungenutzten Mengenpotenzial. Veröffentlichung V4 behandelt die Ergänzung des Zuweisungskatalogs der getrennten Sammlung von stoffgleichen Nichtverpackungen (Kunststoffpaletten, Folien > 5 m<sup>2</sup>, Spielzeug, Getränkeboxen). Die so gewonnenen Mehrmengen an Kunststoffen (Nichtverpackungen werden normalerweise über die gemischte Sammlung entsorgt) werden in Leichtverpackungssortieranlagen in Wertstoffe und Reststoffe getrennt und erstere dem Recycling zugeführt. Lösungsansätze zur Beseitigung dieser Forschungslücke werden in Kapitel 6 und in der Zusammenfassung (Kapitel 8, vor allem Abschnitt 8.2) thematisiert.

Die **roten** Markierungen beziehen sich auf Forschungsfelder, die mithilfe einer innovativen nass-mechanischen Technikumsanlage („Plastic Reborn“) abgedeckt werden sollen. Sie wurde entwickelt, um das ungenutzte Polyolefinpotenzial aus gemischten Abfallströmen zu separieren. In Veröffentlichung V5 wurde untersucht, ob aus den zuvor identifizierten polyolefinhaltigen Abfallströmen (blaues Forschungsfeld) hochreine Polyolefinkonzentrate (Polyolefingehalt > 90 M-%) abgetrennt werden können. Die Versuchsreihen an realen Abfallproben sollten zeigen, ob diese neuartige Abtrennanlage in Kombination mit einer nachgeschalteten rohstofflichen Recyclinganlage abfallwirtschaftlich interessant ist. In diesem Fall könnten größere Mengen an Kunststoffen von der Verbrennung in das Recycling umgelenkt werden und die Recyclingquote somit erhöht werden. Noch offene Forschungsfragen werden in Kapitel 7 und in der Zusammenfassung (Kapitel 8, insbesondere Abschnitt 8.3) diskutiert.

---

## 2.3 Forschungsfragen

Im Jahr 2015 lag die durchschnittliche Recyclingquote von Kunststoffverpackungsabfällen in der Europäischen Union bei 40,1 M- % (Eurostat 2018). Österreich lag damals mit 33,6 M- % (BMNT 2017) eindeutig unter dem EU-Durchschnitt. Aufgrund der am 12. April 2018 festgelegten Erhöhung der gesetzlichen Kunststoffrecyclingquote für Verpackungsabfälle (siehe Abschnitt 3.2 – EU-Kreislaufwirtschaftspaket) von 22,5 M- % auf 50 M- % bis 2025 und auf 55 M- % bis 2030 (ENVI 2018a) ist Österreich gefordert, Lösungswege zur Erreichung der ambitionierten EU-Recyclingziele zu finden.

In der vorliegenden Dissertation sollen anhand der oben erwähnten drei Forschungsfelder wissenschaftlich fundierte Strategien ausgearbeitet werden, die aussichtsreiche Ansätze zur Erhöhung der österreichischen Kunststoffrecyclingquote bieten. Innerhalb dieser Forschungsfelder werden folgende Forschungsfragen bearbeitet und beantwortet:

### 1. Ungenutztes Sekundärrohstoffpotenzial:

- F 1.1 Wie hoch ist der Polyolefinanteil (M- %) im gemischten Siedlungsabfall (Restmüll) in Österreich?
- F 1.2 Wie groß ist das bestenfalls mögliche Polyolefinpotenzial für das rohstoffliche Recycling in Österreich?

### 2. Zusätzliche Sammlung von Kunststoffnichtverpackungen:

- F 2. Kann durch die Umsetzung einer Gesamtkunststofftonne ein höherer Anteil an recyclingfähigen Kunststoffen über die getrennte Sammlung erfasst werden?

### 3. Nass-mechanische Vorbehandlung von polyolefinhaltigen Abfallströmen:

- F 3.1 Ist eine nass-mechanische Vorbehandlungsanlage (Kernaggregat: Zentrifugalkraftscheider) eine geeignete Methode, um hochreines Polyolefinkonzentrat (Polyolefingehalt > 90 M- %) herzustellen?
  - F 3.2 Wie sind die Auswirkungen einer tatsächlichen Abtrennung dieses Polyolefinkonzentrates auf die österreichische Abfallwirtschaft einzuschätzen?
-

## 2.4 Struktur der Dissertation

Abbildung 3 zeigt den Aufbau der vorliegenden Dissertation. Die Arbeit gliedert sich in drei Hauptteile. Sie beginnt mit einer erklärenden Einleitung, welche die abfallwirtschaftlichen, -technischen und -rechtlichen Zusammenhänge zum Thema Kunststoffrecycling beleuchtet. Diese Grundlagen sollen dem Leser die Problemstellung näherbringen und den Zugang zum zweiten Teil der Arbeit erleichtern.

<b>Hintergrund &amp; Einleitung</b> <i>(theoretischer Teil)</i>	Kapitel 1	Einleitung und Begriffsdefinitionen	
	Kapitel 2	Problemstellung & Zielsetzung, Forschungskonzept & Forschungsfragen sowie Struktur der Dissertation	
	Kapitel 3	Rechtliche Grundlagen EU und AT	
	Kapitel 4	Stand der Technik Kunststoffrecycling	
<b>Hauptteil</b> <i>(empirischer Teil)</i>	Kapitel 5	Lösungsansatz I: Ungenutztes Sekundärrohstoffpotenzial - Sekundärrohstoffmengenerhebung - Polyolefinorientierte Restmüllanalyse: AT - Polyolefinorientierte Stoffstromanalyse	V1 V3 V2
	Kapitel 6	Lösungsansatz II: Erweiterung der getrennten Sammlung	V4
	Kapitel 7	Lösungsansatz III: Innovative nass-mechanische Vorbehandlungsanlage „Plastic Reborn“	V5
<b>Interpretation &amp; Ausblick</b>	Kapitel 8	Zusammenfassung & Diskussion	
	Kapitel 9	Künftige Forschungsfelder	

Abbildung 3: Aufbau der gegenständlichen Dissertation.

V: Veröffentlichung; die Farben der Veröffentlichungen beziehen sich auf die in Abschnitt 2.2 beschriebenen Forschungsfelder. Im empirischen Teil werden die Forschungsfragen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen bearbeitet und beantwortet. Dabei bilden die fünf Veröffentlichungen in renommierten internationalen Fachzeitschriften und Buchbeiträgen die Kernaussage der vorliegenden Dissertation und belegen auch den hohen Innovationsgrad der vorgelegten Forschungsergebnisse.

Der letzte Teil der Arbeit diskutiert nochmals zusammenfassend die Ergebnisse aus dem empirischen Hauptteil, beantwortet die Forschungsfragen und gibt einen Ausblick auf zukünftige Forschungsfelder.

## 3 Rechtliche Grundlagen

Seit der Veröffentlichung des überarbeiteten EU-Kreislaufwirtschaftspakets im Dezember 2015 hat sich Kunststoff national und international zu einem wichtigen Thema entwickelt. Dieses Paket besteht neben einem Aktionsplan (Mitteilung der Kommission) aus sechs überarbeiteten und verbindlichen Richtlinien, die von den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten in nationale Rechtsakte umgesetzt werden müssen. In den folgenden Abschnitten werden themenrelevante Rechtsgrundlagen, die im Zusammenhang mit Kunststoffrecycling stehen, angeführt und beschrieben.

### 3.1 Nationales Recht (Österreich)

**Verordnung über Deponien (Deponieverordnung 2008, BGBl. II Nr. 39/2008 idF. BGBl. II Nr. 291/2016):** Gemäß § 6 (1) Deponieverordnung dürfen seit 2008 ausschließlich vorbehandelte Abfälle in Österreich deponiert werden. Außerdem besteht ein Deponieverbot für Abfälle mit einem TOC-Anteil (Anteil an organischen Kohlenstoff) von mehr als 5 M- %. Demnach dürfen seit 2008 keine Kunststoffabfälle in Österreich deponiert werden. Auch in einigen anderen europäischen Ländern (Schweiz, Deutschland, Niederlande, Schweden, Dänemark, Luxemburg, Belgien, Norwegen und Finnland) besteht bereits ein Deponierungsverbot für Kunststoffe (BMLFUW 2008, PlasticsEurope 2017).

**Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten (Verpackungsverordnung 2014, BGBl. II Nr. 184/2014):** Verpackungen sind ein wesentlicher Bestandteil des kommunalen Abfalls. Rund 11 M- % des gesamten Aufkommens an Siedlungsabfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen entfallen auf getrennt gesammelte Verpackungen. Die Verpackungsverordnung definiert Verpackungen als „aus verschiedenen Packstoffen (Kunst- und Verbundstoff, Styropor, Holz, textilem Material und Keramik) hergestellte Packmittel, Packhilfsmittel oder Paletten zur Aufnahme, zum Schutz, zur Handhabung, zur Lieferung und zur Darbietung von Waren“ (BMLFUW 2014). Primärverpflichtete, also Inverkehrbringer von Verpackungen, müssen entweder selbst die Sammlung und Verwertung von in Verkehr gebrachten Verpackungen übernehmen oder an einem der genehmigten Sammel- und Verwertungssysteme (z.B. ARA, Bonus, Interseroh, Reclay) für Haushaltsverpackungen teilnehmen (VKS 2018). Die gemäß der Verpackungsverordnung 2014 und dem Abfallwirtschaftsgesetz 2002 eingerichteten und genehmigten Sammel- und Verwertungssysteme für Verpackungen übernehmen gegen Entrichtung einer Gebühr, die Pflichten, die ansonsten die Hersteller, Importeure, Abpacker und Versandhändler von Verpackungen bzw. von verpackten Waren betreffen würden. In jedem Kalenderjahr müssen die Sammel- und Verwertungssysteme einen Nachweis erbringen, dass 22,5 M- % der in Österreich in Verkehr gesetzten

---

Kunststoffverpackungsmasse in eine Recyclinganlage nach dem Stand der Technik eingebracht wurde (BMLFUW 2014). Mit der Verpackungsverordnung (BGBl. II Nr. 184/2014) wurde gleichzeitig das EU-Recht umgesetzt (Richtlinie 94/62/EG idgF. über Verpackungen und Verpackungsabfälle). In Tabelle 1 sind jene Abkürzungen und Nummern angeführt, die zur freiwilligen Kennzeichnung von Kunststoffverpackungen verwendet werden, um die Identifikation des Materials sicherzustellen (BMLFUW 2014).

Tabelle 1: Abkürzungen und Nummern für Kunststoffe nach Verpackungsverordnung, BGBl. II Nr. 184/2014.

Kunststoffart	Abkürzung	Nummer
Polyethylenterephthalat	PET	1
Polyethylen hoher Dichte	HDPE	2
Polyvinylchlorid	PVC	3
Polyethylen niedriger Dichte	LDPE	4
Polypropylen	PP	5
Polystyrol	PS	6

**Vereinbarung zur Vermeidung von Tragetaschen:** Aufgrund der Änderung der Richtlinie 94/62/EG (Verpackungen und Verpackungsabfälle) durch die Richtlinie 2015/720/EU (Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen) wurde Anfang 2018 die Verordnung zur Reduktion der in Verkehr gesetzten Kunststofftragetaschen in Kraft gesetzt. Ab 2019 müssen die freiwillig teilnehmenden Handelsunternehmen dem Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) Meldung über die in Österreich in Verkehr gebrachten Kunststofftragetaschen erstatten (EP 2015).

### 3.2 Europäisches Recht

**EU-Kreislaufwirtschaftspaket:** Mit dem Kreislaufwirtschaftspaket verfolgt die Europäische Kommission das Ziel, die bis dato vorherrschende Linearwirtschaft („Wegwerfwirtschaft“) in eine Kreislaufwirtschaft umzuwandeln. Dazu veröffentlichte die EU-Kommission im Jahr 2015 die überarbeitete Version des EU-Kreislaufwirtschaftspakets. Es enthält die Vorgabe bis 2020 das Ziel umzusetzen, Abfall als Ressource zu verstehen und zu nutzen (EC 2015b).

Das EU-Kreislaufwirtschaftspaket enthält zwei zentrale Elemente: einerseits einen allgemeinen Plan zur Einbeziehung des Kreislaufgedankens in die einzelnen Phasen des Lebenszyklus (Aktionsplan: Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy (COM/2015/0614 final)) und andererseits Legislativvorschläge zur Änderung bestimmter

Richtlinien für die Abfallbehandlung ausgewählter Abfallströme (Richtlinien über **Abfälle** 2008/98/EG, **Abfalldeponien** 1999/31/EG, **Verpackungen und Verpackungsabfälle** 94/62/EG, **Elektro- und Elektronik-Altgeräte** 2012/19/EG, **Altfahrzeuge** 2000/53/EG, **Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren** 2006/66/EG). Durch diese Legislativvorschläge soll ein Anreiz für die Abfallwirtschaft geschaffen werden, Abfall vermehrt als Sekundärrohstoffquelle zu betrachten. (Für eine detaillierte Erläuterung der angehobenen Recyclingziele für Kunststoffverpackungen und Siedlungsabfälle vgl. Kapitel 1, Abschnitt 1.1.)

Am 14. Juni 2018 wurden die im Zuge des Kreislaufwirtschaftspakets geänderten Richtlinien des Europäischen Parlaments und des Rates im Amtsblatt der Europäischen Union veröffentlicht und traten mit 4. Juli 2018 in Kraft. In einem nächsten Schritt müssen die Richtlinien von allen Mitgliedsstaaten binnen zwei Jahren in nationales Recht umgesetzt werden.

#### **Europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft (COM(2018) 28 final):**

Bereits das EU-Kreislaufwirtschaftspaket hebt Kunststoffe als einen der vorrangigen Bereiche hervor, die für die Transformation von einer Wegwerfwirtschaft (Linearwirtschaft) in eine Kreislaufwirtschaft von Bedeutung sind. Konkrete Umsetzungsmaßnahmen wurden allerdings noch nicht definiert. Ziel der Kunststoffstrategie ist es, den gesamten Lebenszyklus der Kunststoffe zu durchleuchten und Möglichkeiten zur Optimierung der Wiederverwendung, Recyclingfähigkeit und biologischen Abbaubarkeit aufzuzeigen. Besonderes Augenmerk richtet sich auf das Vorhandensein gefährlicher Stoffe in bestimmten Kunststoffen sowie auf die Verschmutzung der Meere. Ausdrücklich wird auch die Einbindung der Bürger in die Zusammenarbeit mit der Privatwirtschaft und nationalen/regionalen Behörden angesprochen (EC 2017, EC 2018).

Diese Strategie der Europäischen Union wird von folgenden Prinzipien geleitet (EC 2018):

- **Verbesserung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen des Kunststoffrecyclings** (recyclingfreundliches Produktdesign, Weiterentwicklung der Richtlinie über Verpackungen und Verpackungsabfälle, bessere und stärker harmonisierte getrennte Sammlung und Sortierung, Entwicklung von Qualitätsstandards für sortierte Kunststoffabfälle und Beschleunigung von Verfahren zur Genehmigung von Kunststoffrecyclinganlagen (z.B. Abfallende);
  - **Verringerung des Aufkommens von Kunststoffabfällen und ihre generelle Eindämmung** (z.B. Verringerung von Einwegkunststoffen, marines Littering und Mikroplastik – Vermeidung der Ablagerung Kunststoffabfällen in der Umwelt, Schaffung eines klaren Rechtsrahmens für biologisch abbaubare Kunststoffe);
-

- **Ankurbelung von Innovationen für kreislaufwirksame Lösungen** (z.B. Schaffung von privaten und öffentlichen Förderfonds);
- **Unterstützung von globalen Maßnahmen** (z.B. Unterstützung von Schlüsselregionen in Ost- und Südostasien zur Verringerung von Kunststoffabfällen und Reduzierung ihres Eintrags in die Umwelt).

**Anhang I** ist zu entnehmen, dass die EU-Kommission im Zeitraum von 2018 bis 2019 im Rahmen ihres derzeitigen Mandates Grundlagen für längerfristige Maßnahmen schaffen möchte. Außerdem empfiehlt die EU-Kommission in **Anhang II** eine Liste von freiwilligen Maßnahmen (Selbstverpflichtung) für nationale Behörden und Industrie, die sich auf eine Verbesserung der oben genannten Themenfelder beziehen (z.B. den Einsatz von Kunststoffzyklen bei Aufträgen der öffentlichen Beschaffung, Nutzung der Steuersysteme, Verbesserung des Dialogs zwischen den Stakeholdern entlang der Kunststoffwertschöpfungskette) (EC 2018).

---



## 4 Stand der Technik beim Kunststoffrecycling

In Österreich und in anderen europäischen Ländern (z.B. Deutschland) werden nicht alle Kunststoffabfälle, unabhängig ob diese materialtechnisch dieselben Eigenschaften besitzen, über die getrennte Sammlung (z.B. die Gelbe Tonne oder der Gelbe Sack) entsorgt. Rechtlich muss nämlich zwischen Kunststoffverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen (Spielzeug, Kunststoffpaletten, Getränkekisten, Folien > 5 m<sup>2</sup>, Kunststoffeimer > 5 l) unterschieden werden (BMLFUW 2014). Diese rechtliche Situation hat zur Folge, dass lediglich Kunststoffverpackungen über die getrennte Sammlung erfasst werden dürfen und dem Recycling zur Verfügung stehen. Die stoffgleichen Nichtverpackungen, die technisch auch recyclingfähig wären, müssen im Restmüll entsorgt werden. Derzeit werden rund zwei Drittel des gemischten Siedlungsabfalls unbehandelt den Müllverbrennungsanlagen zugeführt. Das restliche Drittel wird in Vorbehandlungsanlagen (Mechanische und Mechanisch-biologische Anlagen) hauptsächlich zu Ersatzbrennstoffen unterschiedlicher Qualitäten aufbereitet und danach in Mitverbrennungsanlagen oder Abfallverbrennungsanlagen thermisch verwertet. In den Vorbehandlungsanlagen werden meist nur Metalle für das Recycling aussortiert, Kunststoffe werden üblicherweise nicht berücksichtigt. Somit konzentriert sich der gesamte Kunststoffrecyclingmarkt auf die getrennte Sammlung und deren Sammelmengen, obwohl signifikante Mengen an recyclingfähigen Kunststoffe (hauptsächlich Polyolefine) in der Restmüllsammlung vorhanden wären. Laut Kranzinger et al. (2016a) handelt es sich dabei um etwas weniger als ein Drittel der gesamt verfügbaren Polyolefine in der österreichischen Abfallwirtschaft.

Der Grundstein für die österreichische getrennte Kunststoffsammlung wurde zu Beginn der 1990er Jahre mit der Zielverordnung Verpackungen gelegt (siehe Abbildung 4). In der damaligen Verordnung waren aber noch keine fixen Recyclingquoten vorgesehen (BGBl 1996, Pladerer et al. 2002). Nach dem Beitritt Österreichs zur EU (1995) wurde 1996 die nationale Verpackungsverordnung durch die Richtlinie der EU über Verpackungen (Inkrafttreten 31.12.1994) erweitert (VerpackVO 1996). Damit wurden klare Zielvorgaben für die Sammlung und Verwertung von Verpackungsabfällen eingeführt. Österreich hielt trotz der in Artikel 6 angegebenen niedrigeren europäischen Recyclingquote von 15 M-%, ein Recyclingziel von 40 M-% bei (UBA 2006, EC 1994). Vier Jahre später wurde eine Novellierung der österreichischen Verordnung beschlossen und die Verpackungszielverordnungsnovelle 2000 trat in Kraft. Die Novelle sah eine Absenkung der Kunststoffrecyclingziele auf 20 M-% vor (Fellinger et al. 2001, Pladerer et al. 2002). Bereits zwei Jahre danach wurde die Novelle, durch eine Anfechtung Dritter, vom Verfassungsgerichtshof als gesetzeswidrig angesehen und aufgehoben. Die alte Verordnung aus dem Jahr 1996 trat mit April 2003 wieder in Kraft (BGBl 2002).

---

Vonseiten der EU wurde 2004 die Richtlinie (RL) 2004/12/EG zur Änderung der bestehenden Verpackungsrichtlinie (RL 94/62/EG) erlassen. Diese hatte eine Änderung des Artikels 6 zur Folge und legt für das Wiederverwenden und dem Recycling von Kunststoffverpackungsabfall eine Recyclingquote von 22,5 M- % (Erfüllung ab 1.1.2009) fest (EC 2004). Österreich hatte die Änderungen 2006 durch eine Novelle der Verpackungsverordnung (VerpackVO) erlassen (BGBl 2006). In den folgenden Jahren (2009 und 2013) wurden auf europäischer Ebene weitere Änderungen an der RL 94/62/EG durchgeführt, aber diese hatten keine Auswirkungen auf die Recyclingquote von Kunststoffabfällen.

Parallel zur Erweiterung der RL 94/62/EG wurde im September 2013 die österreichische Novelle des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 verlautbart. Diese Novelle kippte die Monopolstellung des österreichischen Sammel- und Verpackungssystems. Im Zuge dessen musste die VerpackVO abermals novelliert werden und trat mit Jänner 2015 in Kraft (BGBl 2014).

Im selben Jahr wurde auf europäischer Ebene das EU-Kreislaufwirtschaftspaket mit dem Aktionsplan „Closing the loop – A zero waste programme for Europe“ (2015 umbenannt in: „Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy“) und den Vorschlägen zur Änderung der Richtlinien vorgestellt. In dem Vorschlag zur Änderung der Richtlinie für Verpackungsabfälle wurde im Artikel 6 auf die Erhöhung der Recyclingquoten, auf 50 M- % bis 2030 verwiesen (EC 2015a). Im März 2017 wurde eine erneute Änderung des Artikels 6 vom EU-Parlament vorgeschlagen (Recyclingquote für Verpackungskunststoffe auf 60 M- % bis 2025) (ENVI 2017). Als Gegenvorschlag wurde vom Europäischen Rat und EU-Parlament im Februar 2018 eine Recyclingquote von 50 M- % bis 2025 und 55 M- % bis 2030 vorgeschlagen (ECI 2018).

Ein wichtiger Meilenstein wurde am 12. April 2018 vom Europäischen Parlament und der Europäischen Kommission erzielt, indem das EU-Kreislaufwirtschaftspaket und die beinhalteten Richtlinien beschlossen wurden. Die Richtlinien des EU-Kreislaufwirtschaftspakets sehen unter anderem neue und etappenweise höhere Zielvorgaben der Recyclingquoten von Siedlungsabfällen und Verpackungsabfällen vor. Bei Siedlungsabfällen ist eine Recyclingquote von 55 M- % bis zum Jahr 2025 zu erfüllen. Danach sollen 60 M- % bis zum Jahr 2030 und 65 M- % bis zum Jahr 2035 erreicht werden (ENVI 2018c). Für die Kunststoffverpackungsabfälle ist eine Recyclingquote von 50 M- % bis 2025 und 55 M- % bis zum Jahr 2030 vorgesehen (ENVI 2018a). Das Kreislaufwirtschaftspaket wurde bereits von den EU-Abgeordneten genehmigt und muss nun von den Mitgliedsstaaten innerhalb von zwei Jahren umgesetzt werden.

---

Im Jänner 2018 wurde mit der „Communication - COM(2018) 28 final“ eine neue Strategie für Kunststoffe von der Europäischen Union vorgestellt (EC 2018). In dieser Strategie wird von der Kommission angekündigt, dass sie die RL 94/63/EG noch weiter entwickeln wird. Das soll durch höhere Recyclingquoten von Kunststoffen und durch eine bessere und stärkere Harmonisierung der getrennten Sammlung und Sortierung erfolgen (siehe Abschnitt 3.2).

---

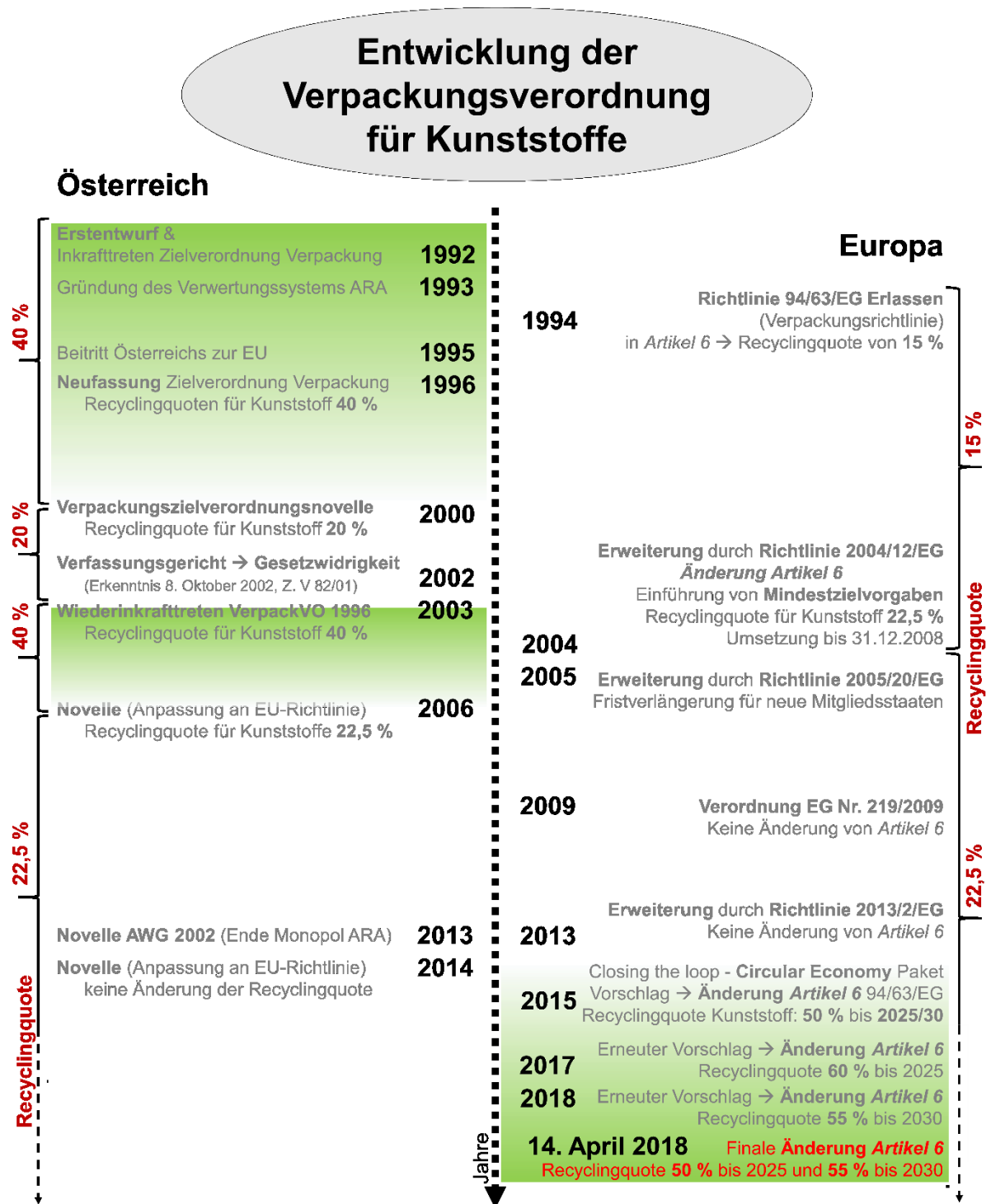


Abbildung 4: Die Entwicklung der österreichischen und europäischen Verpackungsrichtlinie in Bezug auf Kunststoffverpackungen von 1990 bis 2018.

Quellen: Eigener Entwurf auf der Grundlage von (BGBl 1996, BGBl 1997, BGBl 2000, BGBl 2002, BGBl 2006, BGBl 2013, BMLFUW 2014, EC 1994, EC 2004, EC 2005, EC 2009, EC 2013, EC 2015, ENVI 2017, EC 2017, EC 2018, ECI 2018, Pladerer et al. 2002).

Grün markierte Flächen bedeuten eine hohe Recyclingquote von Kunststoffen.

## Kunststoffsammlung

Im Jahr 2014 wurden in Österreich insgesamt 291.968 t an Kunststoffleichtverpackungen in Verkehr gebracht und von Sammel- und Verwertungssystem gesammelt, 294.888 t waren es im Jahr 2015 (BMNT 2017). Marktführer der Sammel- und Verwertungssysteme ist derzeit die Altstoff Recycling Austria AG (ARA), die 2016 rund 207.000 t der Kunststoffleichtverpackungen gesammelt hat (ARA 2017, EDM 2018). Dies entspricht einem Marktanteil von 75 % im gewerblichen und auch häuslichen Bereich. Sammelsysteme wie das Holsystem (Haus-zu-Haus-Abholung in Sack oder Behälter), das Bringsystem (Sammelinseln) oder die Sammlung über Altstoffsammelzentren haben sich als geeignete Erfassungssysteme von getrennt gesammelten Kunststoffleichtverpackungen aus dem Haushaltsbereich etabliert. Regional können sich aber Unterschiede in der Zusammensetzung des Zuweisungskatalogs ergeben. So werden zum Beispiel in bestimmten Regionen alle Kunststoffleichtverpackungen (Kunststofffolien und -hohlkörper) in einem Behälter erfasst. In anderen Regionen werden dagegen nur Kunststoffhohlkörper gesammelt. Zusätzlich können bei beiden Varianten noch Metallverpackungen inkludiert sein. Insgesamt finden sich in Österreich acht verschieden gestaltete Sammelsysteme für Leichtverpackungen. Ca. 20 M- % der gesamten Kunststoffverpackungen stammen aus Gewerbe und Industrie. Diese werden überwiegend direkt am Anfallsort sortenrein erfasst, d.h. getrennt nach Kunststoffarten, wie z.B. Polyethylen (HDPE/LDPE), Polypropylen, PET, Polystyrol (PS) und expandiertes Polystyrol (EPS). Andere Kunststoffabfälle (stoffgleiche Nichtverpackungen) werden mit dem Rest- oder Sperrmüll bzw. in Altstoffsammelzentren entsorgt (BMLFUW 2014).

Parallel dazu werden aus den gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll) weniger als 5 M- % an Altstoffen (primär Metalle) aussortiert und recycelt. Die restlichen 95 M- % werden direkt thermisch behandelt bzw. indirekt über mechanisch-biologische (MBA) oder mechanische Abfallvorbereitungsanlagen (MA) aufbereitet und danach deponiert oder energetisch verwertet. Folglich erfolgt beim Großteil der recyclingfähigen Kunststoffe keine stoffliche Verwertung. Kranzinger et al. (2016a) beziffern das ungenutzte Polyolefinpotenzial aus diesem Abfallstrom auf über 110.000 t/a. Damit ist es mengenmäßig vergleichbar mit jenem in der getrennten Sammlung (siehe unten, Punkt „Vorbehandlung“). Der signifikante Unterschied besteht jedoch darin, dass Kunststoffe im Restmüll in der Praxis nur in Ausnahmefällen recycelt werden (Kranzinger et al. 2017a).

---

## Vorbehandlung

Bei der Vorbehandlung von Kunststoffverpackungsabfällen wird ein Abfallgemisch in mindestens zwei unterschiedliche Produkte sortiert. Die Sortierung von beispielsweise Eisenmetall aus einer Kunststoffleichtverpackungsfraction kann durch die unterschiedlichen Materialeigenschaften (magnetisch und nicht magnetisch) erzielt werden. Weitere Trennmerkmale, die für die Sortierung genutzt werden können, sind Dichte, Form, elektrische Leitfähigkeit sowie nahinfrarotaktive Stoffe (Kranert & Cord 2010).

In der Regel werden in Österreich die gesamten Kunststoffverpackungsabfälle in sogenannten Leichtverpackungssortieranlagen vorbehandelt. Dabei wird das Inputmaterial durch den Einsatz von Aggregaten wie Sackaufreißer, Siebe, Windsichter, Ballistikseparatoren, Magnetscheider und Wirbelstromabscheider sowie von sensorgestützten Sortierapparaten (Nahinfrarottechnik und Farbtrennung) separiert (SUTCO 2014). Die getrennten Wertstofffraktionen

(LLDPE-Folien, HDPE-Eimer/Kanister, PET-Flaschen Natur/Blau/Grün, LDPE-Folien bunt/transparent, PS/PP Hohlkörper und Metalle) werden im letzten Prozessschritt über ein Förderband zu einer Ballenpresse gefördert und zu Ballen verpresst. In Summe werden so derzeit 33,6 M- % des Inputs für das werkstoffliche Recycling aussortiert (BMNT 2017).

Der überwiegende Outputstrom, nämlich 50-60 M- %, wird als Mischkunststoff bezeichnet und besitzt noch immer ein hohes Recyclingpotenzial (Polyolefingehalt von > 40 M- %) (Kranzinger et al. 2016a). Wenngleich laut EU-Abfallrichtlinie 2008/98/EG eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der Abfallhierarchie das Recycling über andere Verwertungsmöglichkeiten (z.B. thermische Verwertung) stellen sollte, wird dieser Stoffstrom derzeit für die Herstellung von Ersatzbrennstoffen eingesetzt. Dem werkstofflichen oder rohstofflichen Kunststoffrecycling entgehen dadurch rund 60.000 t/a an recyclingfähigen Sekundärrohstoffen. Das ist beinahe die gleiche Menge, die derzeit durch die Trennung von sortenreinen Kunststoffen erzielt wird (Kranzinger et al. 2017a).

Die restlichen 10-20 M- % werden als Siebdurchgang entweder direkt in die thermische Verwertung verbracht oder an Ersatzbrennstoff-Aufbereitungsanlagen geliefert und danach in der Zementindustrie als Ersatzbrennstoff eingesetzt.

## Recycling

Beim Recycling<sup>3</sup> werden die sortierten und verpressten Kunststofffraktionen zu Recyclinganlagen transportiert, dort zerkleinert, gewaschen, getrocknet, geschmolzen und zu Regranulat verarbeitet. Das Problem beim werkstofflichen Recyceln von Polyolefinen ist, dass sich beim Einschmelzen verschiedene Kunststofftypen vermischen und sich dadurch die mechanischen Eigenschaften verändern (z.B. Schlagfestigkeit, Zugfestigkeit), was oftmals zu einem minderwertigen Rezyklat führt. In diesem Fall spricht man von „Downcycling“ (Bauer et al. 2013).

## Berechnung der Kunststoffrecyclingquote

Die Berechnung der Kunststoffrecyclingquote basiert auf der Verhältniszahl zwischen den aussortierten Verpackungsmengen aus den Leichtverpackungssortieranlagen und den in der Abfallwirtschaft gesamt vorhandenen Kunststoffverpackungen (also den Kunststoffverpackungen im gemischten Siedlungsabfall, Gewerbemüll, Sperrmüll und in der getrennten Sammlung). Im Gegensatz zu anderen Ländern, wo ein hundertprozentiges Recycling bereits bei den angelieferten Mengen in die Leichtverpackungssortieranlagen anerkannt wird (also eine inputbezogene Berechnung), verwendet Österreich eine outputbezogene Berechnung. Die stoffgleichen Nichtverpackungen werden bei keiner Berechnungsmethode berücksichtigt (Kranzinger et al. 2017a). Demzufolge bildet die Recyclingquote nur einen Teil der recycelten Kunststoffabfälle ab. 2015 erreichte Österreich laut BMNT (2017) eine Recyclingquote bei Kunststoffverpackungsabfällen von 33,6 M- % und laut PlasticsEurope (2015) 26 M- % bei den Post-Consumer Kunststoffen<sup>4</sup>.

---

<sup>3</sup> Recycling: Gemäß Europäischer Richtlinie 2008/98/EC Artikel 3, Abs. 17 versteht man darunter „jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden. Es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, aber nicht die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind“ (EC 2008).

<sup>4</sup> Post-Consumer Kunststoffe: Diese bezeichnen Kunststoffabfälle, „die durch den privaten oder gewerblichen Endverbraucher entstehen und nicht der Produktion eines anderen Produktes dienen“ (Produktionsabfälle) (ALBA 2018a). Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen sind beide Post-Consumer Kunststoffe.

---

## **5 Lösungsansatz I: Ungenutztes Sekundärrohstoffpotenzial in der österreichischen Abfallwirtschaft**

Im Folgenden werden in der Veröffentlichung 1 (V1, Abschnitt 5.1) potenzielle Abfallströme aus dem österreichischen Abfallverzeichnis geprüft und jene Abfallströme definiert, die für das Sekundärrohstoffpotenzial der Polyolefine relevant sind. Dabei wird die Methode zur Ermittlung des Polyolefingehalts der betroffenen Abfallströme erläutert. Im Mittelpunkt der Veröffentlichung 3 (V3, Abschnitt 5.3) steht eine „polyolefinorientierte Stoffstromanalyse“. Ergänzend dazu wurde eine neuartige polyolefinorientierte Restmüllsortieranalyse entwickelt und österreichweit durchgeführt, um den Polyolefingehalt im „gemischte Siedlungsabfall“ zu erheben (V2, Abschnitt 5.2 ff.).

### **5.1 Sekundärrohstoffmengenerhebung der polyolefinhaltigen Abfallströme**

In regelmäßigen Abständen werden in den österreichischen Bundesländern Sortieranalysen der unterschiedlichsten Abfallströme durchgeführt. In der Praxis werden die verschiedenen Kunststoffarten nicht getrennt sortiert, sondern unter dem Sammelbegriff „Kunststoffe“ zusammengefasst. Der Sortierkatalog dieser Untersuchungen beinhaltet also nur den allgemeinen Sammelbegriff, jedoch nicht die Ausweisung einzelner Kunststofftypen, wie zum Beispiel „Polyolefine“. Daher lag für die vorliegende Arbeit keine Literatur vor, die Aufschluss über die Polyolefinmenge in der österreichischen Abfallwirtschaft gegeben hätte. Um das Potenzial der Polyolefine zu erheben, wurde eine bis dahin einzigartige polyolefinorientierte Abfallstromanalyse entwickelt und verwendet.

Aufgrund von Vorrecherchen, Experteninterviews und anhand von drei vordefinierten Einschlusskriterien konnten die über 1.500 Abfallströme des Abfallkataloges gemäß ÖNORM S 2100 (ASi 2005) auf die in Tabelle 2 aufgelisteten Abfallströme eingegrenzt werden. Folgende Einschlusskriterien waren zu erfüllen:

- das Abfalljahresaufkommen des Abfallstroms muss bei > 10.000 t liegen,
- der Polyolefingehalt muss  $\geq 20$  M-% sein, außer die Jahresmenge ist extrem hoch,
- der Abfallstrom muss ein nichtgefährlicher Abfall sein.

Die Abfallströme, in Tabelle 2 in heller Schriftfarbe ausgewiesen, waren aufgrund der Vorrecherchen für die „polyolefinorientierte Stoffstromanalyse“ zwar interessant, konnten aber ein oder mehrere der drei Einschlusskriterien nicht erfüllen und schieden deshalb für die weitere praktische Bestimmung des Polyolefingehalts aus. Hingegen wurden die in schwarzer

---



Schriftfarbe gehaltenen Abfallströme nach ÖNORM S 2127 (grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen (ASI 2011)) und mittels „Press-and-Drill“-Methode (nach Aldrian et al. 2016) beprobt und analysiert. Im Labor wurden die Abfallproben einer Rohgutanalyse auf Partikelebene (mittels Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR) und einer Dichtesortierung) unterzogen. Dadurch konnte der Polyolefingehalt bestimmt und im nächsten Schritt das Polyolefinpotenzial durch die Multiplikation der Jahresabfallmengen berechnet werden. Folgende Abfallströme wurden untersucht:

- Schlüsselnummer (SN) 18407/18714/91201 „Rejekts“ (Rückstände aus der Altpapierverarbeitung),
- SN 57119 Kunststofffolien,
- SN 57118 Kunststoffemballagen und -behältnisse,
- SN 91107 heizwertreiche Fraktion aus aufbereiteten Siedlungs- und Gewerbeabfällen,
- SN 91108 Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert,
- SN 91207 Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung (wobei der Outputstrom einer LVP-Sortieranlage, die sogenannten „Mischkunststoffe“, beprobt wurde).

Zusätzlich zu den bereits genannten Abfallströmen musste der Polyolefingehalt (in Massenprozent [M- %]) für die gemischten Siedlungsabfälle (Restmüll) mit einer österreichweiten polyolefinorientierten Sortieranalyse ermittelt werden (siehe Abschnitt 5.2 und V2). Der Polyolefingehalt in den Gewerbeabfällen wurde anhand der Ergebnisse von Pomberger (2008) berechnet.

- SN 91101 Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle
- SN 91101 Siedlungsabfälle nicht an die Gemeinde angedient (Gewerbeabfälle)

Im Folgenden gibt die Veröffentlichung (V1) Kranzinger et al. (2016a) einen genaueren Einblick in die Recherche-, Probenahme- und Labortätigkeiten, die für die Erhebung der polyolefinhaltigen Abfallströme unternommen wurden. Die Ergebnisse dieser Publikation zeigen zunächst nur das Polyolefinpotenzial ohne Polyolefinmengen, die im gemischten Siedlungsabfall sowie in den Gewerbeabfällen gefunden wurden. Die Erhebung des Polyolefingehalts in den gemischten Siedlungsabfällen ist in der anschließenden Veröffentlichung 2 (V2) Kranzinger et al. (2017a) beschrieben. Anzumerken ist außerdem, dass zum Zeitpunkt der Veröffentlichung 1 (V1), der Abfallstrom „Shredderleichtfraktion“, vom Projektpartner noch als relevanter Stoffstrom betrachtet wurde, später aber als ungeeignet (zu geringes Jahresaufkommen) wieder von der „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ ausgeschlossen wurde.

---

Tabelle 2: Zusammenfassung der untersuchten Schlüsselnummern.

SN	Abfallbezeichnung	Interne Bezeichnung	Einschlusskriterien			Datengrundlage
			1 Abfallart Nicht gefährlich	2 Jahresabfall- menge > 10.000 t/a	3 PO-Gehalt > 20 M-%	
18407	Rückstände aus der Altpapierverarbeitung	Rejekts	Nicht gefährlich	> 100.000	28,3-53,6	Recherche und Laboranalyse
18714	Verpackungsmaterial mit schädlichen Verunreinigungen oder Restinhalten, vorwiegend organisch					
91201	Verpackungsmaterial und Kartonagen					
31430	verunreinigte Mineralfaserabfälle	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
35205	Kühl- und Klimageräte mit FCKW-, FKW- und KW-haltigen Kältemitteln (z.B.: Propan, Butan)	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
35206	Kühl- und Klimageräte mit anderen Kältemitteln					
35212	Bildschirmgeräte, einschließlich Bildröhrengeräte					
35220	Elektro- und Elektronik-Altgeräte – Groß-/Kleingeräte mit einer Kantenlänge größer oder gleich 50 cm, mit gefahrenrelevanten Eigenschaften					
35221						
35230						
35231						
35322	Bleiakkumulatoren	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	95	Recherche
54917	festes Dichtungsmaterial und Unterbodenschutzabfälle	-	Nicht gefährlich	Keine Daten	Keine Daten	Recherche
54929	gebrauchte Ölgebinde	-	Gefährlich	-	-	Recherche
54930	Werkstättenabfälle					
57119	Kunststofffolien	Kunststofffolien	Nicht gefährlich	50.400 <sup>1</sup>	80	Recherche und Laboranalyse
57126	fluorhaltige Kunststoffabfälle	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
57118	Kunststoffemballagen und -behältnisse	KS-Emballagen	Nicht gefährlich	32.000 <sup>1</sup>	57	Recherche und Laboranalyse
57128	Polyolefinabfälle	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche

57129	sonstige ausgehärtete Kunststoffabfälle, Videokassetten, Magnetbänder, Tonbänder, Farbbänder (Carbonbänder), Toner cartridges ohne gefährliche Inhaltsstoffe	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
57131	aufbereitete Kunststoffabfälle, qualitätsgesichert	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
57801	Shredderleichtfraktion, metallarm	-	Nicht gefährlich	Keine Daten	Zu gering	Recherche
58107	Stoff- und Gewebereste, Altkleider	-	Nicht gefährlich	-	-	Recherche
91101	Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle	Gemischte Siedlungsabfälle	Nicht gefährlich	1.420.000 <sup>2</sup>	7,9	Recherche, Laboranalysen & Sortieranalyse
	Nicht angediente Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle	Gewerbeabfälle		600.000 <sup>3</sup>	14 <sup>5</sup>	Recherche
91103	Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung	-	Nicht gefährlich	Keine Daten	Zu gering	Recherche und Laboranalyse
91107	heizwertreiche Fraktion aus aufbereiteten Siedlungs- und Gewerbeabfällen und aufbereiteten Baustellenabfällen, nicht qualitätsgesichert	-	Nicht gefährlich	> 300.000	12	Recherche und Laboranalyse
91108	Ersatzbrennstoffe, qualitätsgesichert	EBS	Nicht gefährlich	> 300.000	42	Recherche und Laboranalyse
91206	Baustellenabfälle (kein Bauschutt)	-	Nicht gefährlich	~300.000	Zu gering	Recherche
91207	Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung (LVP) und Mischkunststoffe (MKF)	LVP/MKF	Nicht gefährlich	225.000 <sup>4</sup> / 123.500	56/47	Recherche und Laboranalyse
91402	heizwertreiche Fraktion aus aufbereitetem Sperrmüll, nicht qualitätsgesichert	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
94701	Rechengut aus Kläranlagen	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche
94902	Rechengut aus Rechenanlagen von Kraftwerken	-	Nicht gefährlich	Zu geringe Mengen	-	Recherche

Schlüsselnummer (SN): lt. ÖNORM S 2100 (ASI 2005). Bezugsjahr 2014 (untersuchte Abfallströme erscheinen in schwarzer Schrift).

Quellen: <sup>1</sup> (EDM 2014), <sup>2</sup> (BMLFUW 2015), <sup>3</sup> (ARA 2015), <sup>4</sup> (UBA 2016), <sup>5</sup> (Pomberger 2008).

**Veröffentlichung 1 (V1):<sup>5</sup>**

**Quo vadis Kunststoffrecycling - Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft.**

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Schwabl, D. & Bauer, M. (2016) Quo vadis Kunststoffrecycling - Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft. In: Tagungsband der 13. Recy & DepoTech-Konferenz. 1 Aufl., Band 13, Leoben, Österreich. ISBN: 978-3-200-04777-8. S. 583-588.

**Eigenleistungen des Dissertanten bei dieser Veröffentlichung:**

Die Literaturrecherche (Abarbeitung des österreichischen Abfallverzeichnisses) und die Expertengespräche zur Identifikation der potenzialträchtigen Abfallströme wurden mit Ausnahme des Abfallstroms „Rejekts“ vom Dissertanten alleine abgewickelt. Unter der Leitung des Dissertanten wurden in Zusammenarbeit mit einem studentischen Mitarbeiter die umfangreichen Abfallanalysen nach ÖNORM S 2127 und der „Press-and-Drill“-Methode durchgeführt und im Labor ausgewertet. Die Veröffentlichung wurde vom Erstautor verfasst und hat den Wissensstand auf diesem Forschungsgebiet erheblich verbessert, da zu dem Thema Polyolefingehalt in gemischten Abfallströmen noch keine Datengrundlagen vorhanden waren.

Das interne „Review“ des Beitrags erfolgte durch Univ.-Prof. DI Dr. mont. Roland Pomberger und DI Dr. mont. Gernot Kreindl.

---

<sup>5</sup> Die Rechtschreibung im Fließtext kann Abweichungen zu den in der vorliegenden Dissertation eingefügten Veröffentlichungen (V1-V2) aufweisen.

---

## Quo vadis Kunststoffrecycling - Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft

Key-Words: Polyolefine, österreichische Abfallwirtschaft, Kunststoffrecycling, Circular Economy

L. Kranzinger & R. Pomberger

*Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich*

D. Schwabl

M. Bauer

*Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich*

*Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Polyolefine zählen zu den thermoplastischen Kunststoffen und besitzen die Eigenschaft nach Erwärmung umgeformt bzw. neu geformt werden zu können. Die daraus resultierende Wiederverwertbarkeit ist von großer Bedeutung für das Recycling. Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, das Aufkommen und den Verbleib dieser Polyolefine, im Speziellen Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP), in der österreichischen Abfallwirtschaft darzustellen um das noch ungenutzte Potential für bestehende und neue Recyclingtechniken aufzuzeigen. Aus heutiger Sicht ist die österreichische Kunststoffrecyclinglösung noch ausbaufähig. Die Bestandsaufnahme wurde lt. Abfallkatalog nach ÖNORM S2100 durchgeführt. Eine Beprobung ausgewählter Abfallströme und eine Folge von physikalischen Analysen (Dichtesortierung und Infrarotspektroskopie) konnte ein theoretisches Jahrespotential von 310.000 Tonnen aufzeigen.

### 1 EINLEITUNG

Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP), sogenannte Polyolefine, zählen zu den thermoplastischen Kunststoffen und können im Gegensatz zu den Duroplasten und Elastomeren durch Erwärmung beliebig oft umgeformt oder neu geformt werden. Im Jahr 2014 umfasste der europäische Kunststoffbedarf 47,8 Mio. Tonnen, wovon ca. eine Million Tonnen in Österreich zu Kunststoffprodukten verarbeitet wurden (Plastics Europe 2015). Von dieser einen Million Tonne werden ca. 40 M-% in der Verpackungsindustrie verwendet, wofür hauptsächlich Polyolefine zum Einsatz kommen. Andere Anwendungsbereiche finden sich in der Landwirtschaft, der Bauwirtschaft oder im Automobilsektor (Plastics Europe 2015). Am Ende des Lebenszyklus eines Kunststoffprodukts, der speziell im Verpackungsbereich sehr kurz ist, werden die Kunststoffabfälle in abfallwirtschaftlichen Systemen gesammelt und behandelt. Kunststoffe, die über das getrennte Sammlungssystem erfasst werden, im Jahr 2014 wurden 225.513 Tonnen Kunststoffverpackungen von Haushalten, Industrie und Gewerbe gesammelt (ARA 2014), werden nur zu einem Drittel werkstofflich recycelt. Im Detail werden 33,4 Massenprozent werkstofflich recycelt und 52 Prozent energetisch bzw. thermisch verwertet (Reh et al. 2014). Ungeachtet einer relativ einfachen und unkomplizierten Wiederverwertbarkeit der Polyolefine wird bloß ein geringer Anteil für das Recycling verfügbar gemacht und genutzt. Wenngleich eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der Abfallhierarchie lt. EU-Abfallrichtlinie 2008/98/EG das Recycling anstelle von anderen Verwertungsmöglichkeiten (z.B. thermische Verwertung) vorsieht.

Abschätzungen zum gesamten Kunststoffhaushalt in der österreichischen Abfallwirtschaft wurden von Eygen et al. (2015) sowie Bauer (2014) unternommen. Dennoch geben die beiden

Polyolefine. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die polyolefinreichen Abfallströme lt. Abfallkatalog nach ÖNORM S2100 (ASI 2005) zu identifizieren und deren Mengenpotential darzustellen um das noch ungenutzte Sekundärrohstoffpotential für das Kunststoffrecycling aufzuzeigen.

## 2 METHODEN UND DURCHFÜHRUNG

Basis für die Identifikation der polyolefinen Abfallströme war der Abfallkatalog nach ÖNORM S2100. Mit dem Abfallkatalog wurden 58 Schlüsselnummern ausgewählt, deren Abfallbezeichnung auf einen Polyolefingehalt (PO-Gehalt) hindeutete. Drei Ausschlusskriterien, ausgelegt auf eine aus Sicht der Abfallbehandlung wirtschaftlich interessante Nutzung, wurden außerdem definiert. Demgemäß muss ein Abfallstrom:

- ein jährliches Mengenaufkommen > 10.000 Tonnen in Österreich besitzt,
- keine gefährlichen Abfall enthalten und
- einen Polyolefin-Gehalt > 20 M-% aufweisen.

Gestützt auf Literaturrecherchen konnte, unter Anwendung der drei Ausschlusskriterien, die Summe der Abfallströme auf insgesamt sieben reduziert werden. Für diese sieben Abfallströme fanden sich keine belastbaren Studien bezüglich deren PO-Gehalts. Infolgedessen wurden Realproben von den Schlüsselnummern 91107 Leichtverpackung aus der Verpackungssammlung, 91108 Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert, 57119 Kunststofffolien, 57118 Kunststoffemballagen und Behältnisse, 57801/3 Shredderleichtfraktion, Landfillmining (LFM), und 18407 „Rejekts“ organisiert und im Labor ausgewertet. Die Probenahme sowie die analytische Auswertung wurde wie in Abb. 1 durchgeführt. Die einzelnen Teilschritte werden detaillierter in den nächsten beiden Unterkapiteln beschrieben.

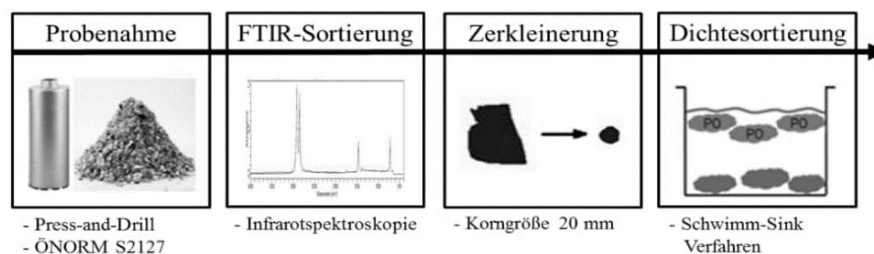


Abb. 1: Probenahme, Sortierung und Bestimmung des PO-Gehalts.

### 2.1 Probenahme - „Press-and-Drill“-Methode

Die Probenahme konnte mit einer am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft in Entwicklung befindlichen Beprobungsmethode „Press-and-Drill“ durchgeführt werden. Die Grundidee dabei ist, das Material in seiner komprimierten Form (z.B. als Ballen) mit einem Bohrwerkzeug zu beproben. Als Bohrwerkzeug wurde ein Bohrmotor der Marke Husqvarna verwendet. Diesem Bohrmotor wurde ein Diamantkronen-Hohlkernbohrer aufgesetzt mit dem ein Bohrkern aus jedem Probeballen entnommen werden konnte. Vorteile dieser Methode sind:

- ein homogen vorliegendes Probenmaterial (Aufbereitungsprozess der Anlage),
- das Vorliegen des Materials als Ballen (Durch das Verdichten nimmt die Wahrscheinlichkeit, ein gewünschtes Partikel im Bohrkern zu finden, stark zu.),
- der probabilistische Ansatz wird gefördert (Die Wahl der Probeentnahmestelle passiert wesentlich zufälliger als dies bei der Beprobung eines Abfallhaufens laut ÖNORM S2127

(ASI 2011) erreicht werden kann. Die Wahl der Probeentnahmestelle wird bei der „Press-and-Drill“-Methode viel weniger durch visuelle Reize beeinflusst, als dies bei der klassischen Beprobung eines Haufens der Fall wäre.),

- die Menge an Probenmaterial ist überschaubar und handhabbar (Aldrian et al. 2015);

Für die Schlüsselnummer 91108 „Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert“ und das Probenmaterial aus Landfillmining konnte die „Press-and-Drill“-Methode nicht angewendet werden, da kein Unternehmen Probenmaterial in Ballenform zur Verfügung stellen konnte. Für die Beprobung dieser beiden Fraktionen wurde die ÖNORM S2127 – Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen – herangezogen. Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Probennahmemethoden ist aus wissenschaftlicher Sicht zulässig.

## 2.2 *Fourier-Transform Infrarotspektrometer (FTIR) & Dichtesortierung*

Eine Rohgutanalyse auf Partikelebene wurde für die Bestimmung des PO-Gehaltes der Abfallströme angewendet. Dafür wurden mit einem FTIR die Einzelstücke jeder Abfallprobe auf deren Kunststoffart untersucht. Entsprechend den Messwerten konnten die Einzelstücke entweder der Fraktionen PO oder der Fraktion Nicht-PO zugeteilt werden. Das Probenmaterial Ersatzbrennstoffe (EBS), Shredderleichtfraktion, Landfillmining und Rejekts, konnten aufgrund der zu kleinen Korngröße dieser Analyse nicht unterzogen werden. Diese Probenmaterialien wurden direkt dem Dichtentrennverfahren unterzogen.

Als Vorbereitung für das Dichtentrennverfahren, das Schwimm-Sink-Verfahren (SSV), wurde das Probenmaterial auf die Korngröße  $< 20$  mm zerkleinert. Die zerkleinerte Probepartikel wurden danach in das Trennmedium Wasser eingebracht. Durch den Dichteunterschied zwischen dem Trennmedium und den Probepartikeln konnte sich eine spezifisch leichtere Fraktion (Polyolefine) auf der Wasseroberfläche ansammeln. Die spezifisch schwere Fraktion (andere Kunststoffe und Inertmaterial) sammelte sich am Boden des Trenngefäßes. Etwaige Störstoffe (Holz, Textilien), die sich nach dem SSV noch in der aufschwimmenden Fraktion befanden, wurden manuell aussortiert und der schweren Fraktion zugerechnet.

## 3 ERGEBNISSE UND INTERPRETATION

### 3.1 *Jährliches PO-Mengenpotential nach Schlüsselnummern*

Die Schlüsselnummern Shredderleichtfraktion metallarm/-reich und LFM wurden aufgrund ihres geringen PO-Gehalts (9,5 und 6,6 M-% (Tab. 1) dem Jahrespotential nicht zugerechnet. Bei der Rückgewinnung der Polyolefine aus Deponien muss außerdem bedacht werden, dass gemäß den Kriterien in der Deponieverordnung die Menge an Kunststoff im Deponiekörper vom Eintragsjahr und vom jeweiligen Deponietyp (Reststoffdeponie oder Massenabfalldeponie) abhängig ist. Zudem können die rückgewonnenen Kunststoffe nur einmal ausgehoben werden.

Tab. 1: Theoretisches PO-Potential der ausgewählten österreichischen Abfallströme

SN	Abfallbezeichnung lt. ÖNORM S2100	Gesamt- menge [t/a]	PO-Anteil FTIR [in M-%]	PO-Anteil SSV [in M-%]	PO- Menge [t/a]	Quellen
57119	Kunststofffolien	50.400	80,5	88,5	40.500	(EDM 2014)
57118	Kunststoffemballagen und -behältnisse	32.000	58,0	57,4	18.600	(EDM 2014)
91108	Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert;	412.200	-	58,4	194.700	(EDM 2014)
91107	heizwertreiche Fraktion *					
91207	LVP aus der Verpackungssammlung **	112.800 – 135.300	42,7	53,7	48.100 – 57.800	(ARA 2015)
18407	"Rejekts" - Rückstände aus der Altpapierverarbeitung	117.100	- 28,3 –	53,6	33.100 – 62.800	eigene Daten
57801/3	Shredderleichtfraktion metallarm/metallreich***	85.400 – 113.900	-	9,5	8.100 – 10.800	eigene Daten
-	Landfillmining (LFM)	33.800.000 t	-	6,6	2.200.000 t	(UBA 2011)

\*Anteil heizwertreiche Faktion: 76.558 t/a; \*\*Mengen beziehen sich auf den Anteil Mischkunststoffe (50-60% des Inputs der Leichtverpackungssortieranlage); \*\*\* Gesamtmenge ist der 30-40%ige Flusenaustrag bei der Aufbereitung von Shredderleichtfraktionen; SSV: Sink-Schwimm-Verfahren; FTIR: Infrarotspektroskopie;

Der höchste PO-Anteil von 80,5 M-%, mit einem jährlichen Mengenpotential von über 40.000 Tonnen konnte bei den Kunststofffolien nachgewiesen werden. Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Sortieranalysen zeigt jedoch, dass der PO-Anteil bei dem SSV um 8,0 M-% höher ist. Durch die Zerkleinerung dürften sich Störstoffe bei den PO-Partikeln anlagern und mitaufschwimmen. Die manuelle Abtrennung dieser Störstoffe war nicht möglich, da diese zu klein waren. Auch bei der Fraktion LVP aus der Leichtverpackungssammlung sind Störstoffe mit den PO-Partikeln aufgeschwommen, das theoretische Mengenpotential liegt bei 48.000 t/a (PO-Anteil von 42,7 M-%).

Im Vergleich mit den beiden zuvor genannten Abfallströmen konnten bei der Fraktion Kunststoffemballagen ähnliche PO-Anteile bei den beiden Sortieranalysen erhoben werden. Mit dem SSV konnte 57,4 M-% an Polyolefinen ermittelt werden und mit der FTIR-Analyse ein PO-Anteil von 58 M-%. Die ähnlichen Werte können ein Indiz dafür sein, dass die Anhaftungen von Störstoffen bei den aufschwimmenden Polyolefinen gering sind, bzw. der Abfallstrom nicht so stark verunreinigt ist.

Der PO-Anteil im Abfallstrom Rejekts liegt in einer Bandbreite von 28,3 - 53,6 M-%. Das kann damit begründet werden, dass die Zusammensetzungen der Ausgangsmaterialien, Spuckstoffe oder Zöpfe, sehr heterogen sind. Die Fraktion Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert (inkl. der heizwertreichen Fraktion) enthält einen PO-Anteil von über 58 M-%, das sind jährlich rund 190.000 Tonnen an Polyolefinen und somit die Fraktion mit dem größten jährlichen Mengenpotential.

Zur Abschätzung des Jahrespotentials müssen die einzelnen Abfallströme in Sekundärabfälle und in Primärabfälle untergegliedert werden. Ohne dieser Unterteilung würden Doppelerfassungen nicht auszuschließen sein (siehe Kapitel 3.2).

### 3.2 Einteilung in primäre und sekundäre Abfälle

Primärabfälle sind jene Abfallströme, die bei Haushalten oder Gewerbebetrieben gesammelt werden und zu einer Abfallbehandlungsanlage (Mechanisch-Biologische-, Mechanische- und Ersatzbrennstoffproduktions-Anlage) transportiert werden. Gemischte Siedlungsabfälle, LFM-Material, Kunststofffolien/-emballagen, Rejekts und Leichtverpackung aus der Verpackungssammlung sind demnach Primärabfälle. In der Behandlungsanlage angekommen, werden mehrere Primärabfallströme zusammengemischt und über Aufbereitungsaggregate zerkleinert, homogenisiert, von Störstoffen entfrachtet und sortiert. Infolge dieser Behandlung bzw. nach entsprechender Aufbereitung wird von Sekundärabfällen gesprochen. Demnach sind



Ersatzbrennstoffe, die heizwertreiche Fraktion und Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungssammlung Sekundärabfälle.

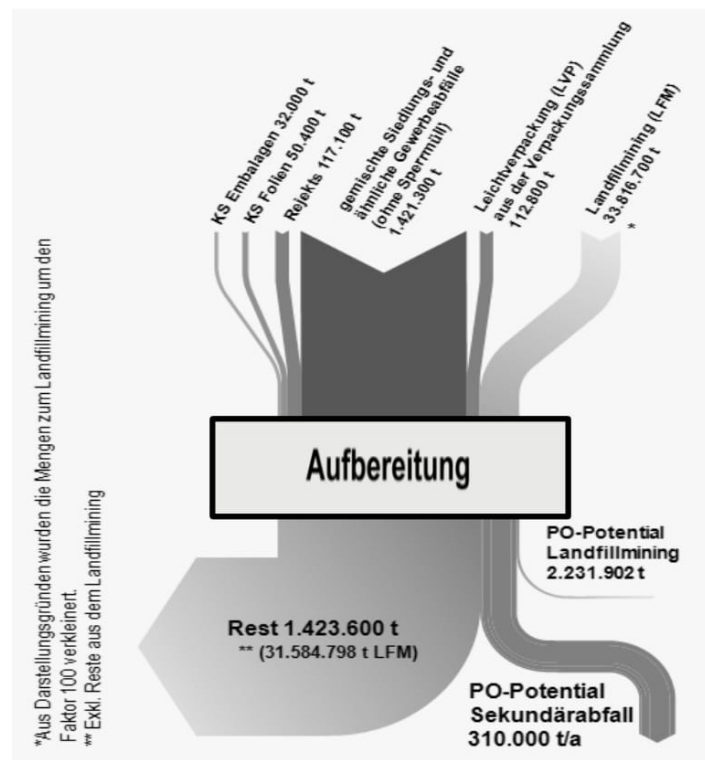


Abb. 2: Mengenflussdiagramm des PO-Potentials in der österreichischen Abfallwirtschaft.

Für die Darstellung des Jahrespotentials auf Basis von Primär- und Sekundärabfall wurde für die Fraktion gemischte Siedlungsabfälle ein 13,7 %igen PO-Anteil geschätzt (Mittelwert der Polyolefinen Fraktionen, die in den Restmüllanalysen der Länder erhoben worden ist). Außerdem wurde noch der Verschmutzungsgrad von 17,5 % von den Mengen abgezogen (BOKU 2011). In Summe kann somit von einem theoretischen PO-Potential von rund 310.000 Jahrestonnen (exklusive LFM) in der österreichischen Abfallwirtschaft ausgegangen werden (Abb. 2). In Prozent ausgedrückt, sind das ca. 18 M-% der Primärabfallmengen oder anders ausgedrückt, 0,5 M-% des gesamten österreichischen Abfallaufkommens (56,68 Mio. Tonnen (BMLFUW 2015) im Jahr 2014).

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Bei der durchgeführten Studie wurde das theoretische Mengenpotential der Polyolefine in der österreichischen Abfallwirtschaft erhoben. Dabei sollen Sekundärrohstoffpotentiale aufgezeigt werden, die für das Kunststoffrecycling in Betracht kommen. Aktuell werden über 220.000 Tonnen an Leichtverpackungen durch die getrennte Sammlung erfasst und davon tatsächlich 33,5 M-% dem werkstofflichen Recycling zugeführt. Der Rest wird trotz des hohen Polyolefingehalts von 42,7 M-% (Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungssortierung) thermisch verwertet. Parallel dazu werden 97 M-% der jährlichen gemischten Siedlungsabfälle aus Haushalten ebenfalls thermisch verwertet. Nur etwa drei Prozent werden stofflich recycelt und davon hauptsächlich Metalle. In Jahrestonnen ausgedrückt, entgehen dem Kunststoffrecycling damit rund 160.000 Tonnen an ausschließlich Polyolefine. Das ist beinahe ein vier Mal so großes Potential verglichen mit dem Abfallstrom Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungssortierung. Trotz dieses großen PO-Potentials wird aufgrund ökonomischer Nachteile (z.B. Zusatzkosten für

die Reinigung der verschmutzten Fraktion oder die Investitionskosten für ein zusätzliches Sortieraggregat) auf die Abtrennung der Polyolefine aus den gemischten Siedlungsabfällen gegenwärtig verzichtet. Eine direkte thermische Verwertung bzw. die Aufbereitung des gemischten Siedlungsabfalls zu Ersatzbrennstoffen ist insgesamt gesehen günstiger. Außerdem werden mit den derzeitigen Sammel- und Verwertungsmengen die gesetzlich vorgeschriebene Recyclingquote von 22,5 M-% bereits erfüllt.

Neue Dynamik in die derzeit noch nicht sehr weit entwickelte österreichische Kunststoffrecyclinglösung hat der am 02.12.2015 veröffentlichte Vorschlag der Europäischen Kommission zum Kreislaufwirtschaftspaket gebracht. Das Paket sieht eine neue europaweit gültige Vorgabe für Recyclingziele vor. Für gemischte Siedlungsabfälle wird eine Recyclingquote von 60 M-% bis zum Jahr 2025 und eine Erhöhung auf 65 M-% bis zum Jahr 2030 angestrebt. Für Verpackungsabfälle wird sogar eine Recyclingquote von 75 M-% bis zum Jahr 2030 angedacht (EC 2015). Für die Berechnung der Quote können nur jene Massen zugeteilt werden, die allein dem stofflichen Recycling zugehören. R1 Verwertungsverfahren (Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung) werden der Recyclingquote nicht an-gerechnet, außer jener Wert der durch die Nutzung der Rostaschen sowie die Rückgewinnung der Metalle entsteht. Zudem beabsichtigt die Richtlinie eine neue Berechnungsmethode für die Quote. Nicht wie gewohnt werden die Inputmassen der Recyclinganlage als Berechnungsbasis verwendet, stattdessen werden die tatsächlichen Outputmengen der Sortieranlagen (der Input, der für einen re-use Prozess oder in einen finalen stofflichen Recyclingprozess einfließt) herangezogen. Infolge dieser Output-bezogenen Berechnung müsste die aktuelle Recyclingquote für Kunststoffverpackungsabfälle um über 40 M-% bis zum Jahr 2030 verbessert werden. Für das Erfassungssystem der gemischten Siedlungsabfälle muss eine noch höhere Verbesserung erbracht werden. Fraglich ist, ob die getrennten und die nicht-sortenreinen Erfassungssysteme mit ihrer derzeitigen Organisationsstruktur diesen Herausforderungen gewachsen sind?

Eine Möglichkeit die Recyclingmengen der getrennt erfassten Kunststofffraktion zu steigern, stellt eine für das Land Niederösterreich im Jahr 2015 durchgeführte Studie („Gesamt-Kunststofftonne“) dar. Die Studie zeigt wie ein Großteil der noch im Restmüll befindlichen Kunststoffverpackungen und Kunststoffnichtverpackungen (z.B. Kunststoffgießkanne) ohne Sortierung direkt in die getrennte Sammlung übergeführt werden können (Kranzinger et al. 2016). Ähnliche Erfassungskonzepte sind bereits in Deutschland flächen-deckend und mit Erfolg zum Einsatz gekommen (Stichwort Wertstofftonne). Diese Mehr-sammelmengen führen bei den Leichtverpackungssortieranlagen zu höheren Durchsatzraten (verfügbare Kapazitäten vorausgesetzt) was eine Verringerung der Betriebskosten pro Tonne mit sich führt. Bei gleichbleibenden Betriebskosten senken sich somit auch die Sortierkosten pro Tonne. Die daraus resultierenden Einsparungen geben die Chance, den Recyclinggrad der Anlage zu erhöhen. Was wiederum die Erhöhung der Recyclingquote zur Folge hat. Feil et al. (2016) hingegen verfolgt die Idee, die im Restmüll befindlichen Kunststofffraktionen als Vorkonzentrat bei den Abfallaufbereitungsanlagen abzutrennen und im zweiten Schritt, in die LVP-Sortieranlagen einzubringen. Dieser Ansatz hat in weitere Folge den gleichen Effekt wie die direkte Sammlung durch die Gesamtkunststofftonne, wobei der Verschmutzungsgrad des Vorkonzentrats bei den LVP-Sortieranlagen als problematisch angesehen wird.

Eine innovative Alternative zur Erhöhung der Recyclingquoten kann ein aktuelles Forschungsprojekt an der Montanuniversität liefern. Das Projekt befasst sich mit der Abtrennung hochreiner Polyolefinfraktionen aus den oben genannten Abfallströmen auf Basis der nass-mechanischen Aufbereitung. Erste Trennversuche im Technikumsmaßstab sind vielversprechend.

Konzepte dieser Art besitzen definitiv das Potential die LVP-Recyclingquoten zu erhöhen, wobei eine Kombination mehrerer Ansätze wohl das Optimum an Erfassung und Recycling bewirken wird. Die Studie zeigt, dass ein großes noch ungenutztes Kunststoffpotential in der

österreichischen Abfallwirtschaft vorhanden ist. Wie und wieviel Mengen künftig für das Kunststoffrecycling zur Verfügung stehen und tatsächlich verwertet werden, wird maßgeblich den ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen obliegen.

## LITERATUR

- Aldrian, A., Wellacher, M. & Pomberger, R. (2015) Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales. *International journal of environmental analytical chemistry* (95)15: 1502-1522.
- ARA (Altstoff Recycling Austria AG) (ed.) (2015) Leistungsreport 2014. Wien, Österreich: ARA.
- ASI (Austrian Standards Institute) (ed.) (2011) ÖNORM S2127 Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen. Wien, Österreich: ASI.
- ASI (ed.) (2005) ÖNORM S2100 Abfallverzeichnis. Wien, Österreich: ASI.
- Bauer, M. (2014) Mechanical Processing of Post-Consumer Plastics for Chemical Recycling. Dissertation, Montanuniversität Leoben.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forst-, Umwelt und Wasserwirtschaft) (ed.) (2015) Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Ö., Statusbericht 2015. Vienna, Austria: BMLFUW.
- EC (Europäische Kommission) (ed.) (2015) Proposal for the Directive 94/62/EG of the European Parliament and of the Council 5 Dezember 2015 on packaging and packaging waste. Brüssel, Belgien: EC.
- EDM (Elektronisches Daten Management System) (ed.) (2014) Datenauszug aus dem EDM Portal, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien; Österreich.
- Eygen Van, E., Feketitsch, J., Laner, D. & Fellner J. (2015) In-depth analysis of plastic flows and stock in Austria. In: *8th International Symposium on Feedstock Recycling of Polymeric Materials (8th ISFR 2015) Symposium*, Leoben; Montanuniversität Leoben, 6 S.
- Feil, A., Pretz, T., Jansen, M. & Thoden van Velzen, E.U. (2016) Separate collection of plastic waste, better than technical sorting from municipal solid waste? *Waste Management & Research*. Epub ahead of print 15 July 2016, doi: 10.1177/0734242X16654978.
- Kranzinger, L., Schopf, K., Pomberger, R. & Punesch, E. (2016) Case Study: Is the "catch-all plastics bin" useful to unlock the hidden resource potential in the residual waste collection system? Manuscript submitted at *Waste Management & Research*.
- Reh, K., Franke, M., Baum, H.G. & Faulstich, M. (2014) Studie „Vergleichende Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen auf Basis der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich“. In: Wien: ÖWAV (Serie von Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Magazine 169.
- Plastics Europe (ed.) (2015) Plastics – The Facts 2015; An Analysis of European plastics production, demand and waste data. Brüssel, Belgie: Plastics Europe. Verfügbar unter: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2015.aspx> (aufgerufen Juli 6, 2016).
- UBA (Umweltbundesamt) (2011) Bernhardt, A., Domenig, M., Reisinger, H., Walter, B. & Weißenbach, T.: Deponierückbau – Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotential und Klimarelevanz. Report, Bd. REP-0378. UBA, Wien.

## 5.2 Österreichweite polyolefinorientierte Restmüllanalyse

Anhand der Landesabfallwirtschaftspläne konnte ein Gesamtkunststoffgehalt im Restmüll von ca. 12,3 M-% geschätzt werden. Es war aber nicht möglich, den Polyolefingehalt zu ermitteln. Aufgrund dieser unzureichenden Datenlage wurden repräsentative Probenahmestandorte in Österreich ausgewählt (Tabelle 3), welche eine polyolefinorientierte Restmüllanalyse nach ÖNORM S 2127 (ASI 2011) erlaubten. Neben der Ermittlung des Polyolefinanteils in M-% wurden quantitative Unterschiede durch die demografischen oder sammelspezifischen Gegebenheiten des jeweiligen Probenahmestandortes mitberücksichtigt.

### 5.2.1 Auswahl der Probenahmestandorte

Bei der Festlegung der Probenahmestandorte wurden demografische Zusammenhänge und der Einfluss des getrennten Sammelsystems berücksichtigt. Graz und Wien stehen beispielhaft für den städtischen Raum, die Bezirke Liezen und Korneuburg für das ländliche Siedlungsgebiet. Die Auswahl basierte auf der Einteilung nach dem Grad der Urbanisierung nach Gemeinden auf der Grundlage einer Stadt-Land-Typologie der Europäischen Kommission (Abbildung 5; STATAUT 2018).

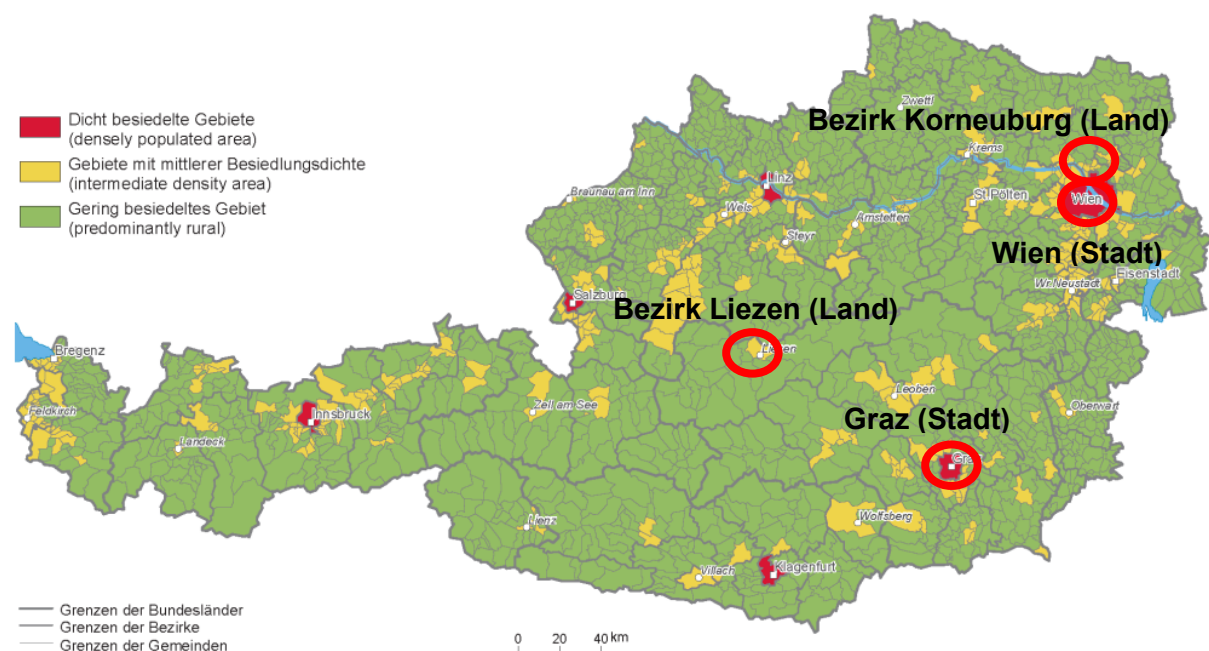


Abbildung 5: Einteilung nach dem Grad der Urbanisierung nach Gemeinden auf der Grundlage einer Stadt-Land-Typologie der Europäischen Kommission (STATAUT 2018) und Auswahl der vier Probenahmestandorte.

Zusätzlich zu den demografischen Unterschieden konnte in Graz und im Bezirk Liezen der Einfluss der getrennten Leichtverpackungssammlung (LVP-S) auf den Polyolefinanteil im



Restmüll dargestellt werden. Im Vergleich dazu repräsentieren Wien und der Bezirk Korneuburg zwei Regionen, deren Polyolefinanteil im Restmüll von der Hohlkörpersammlung (HK-S) bestimmt wird (Abbildung 6 und Tabelle 3).

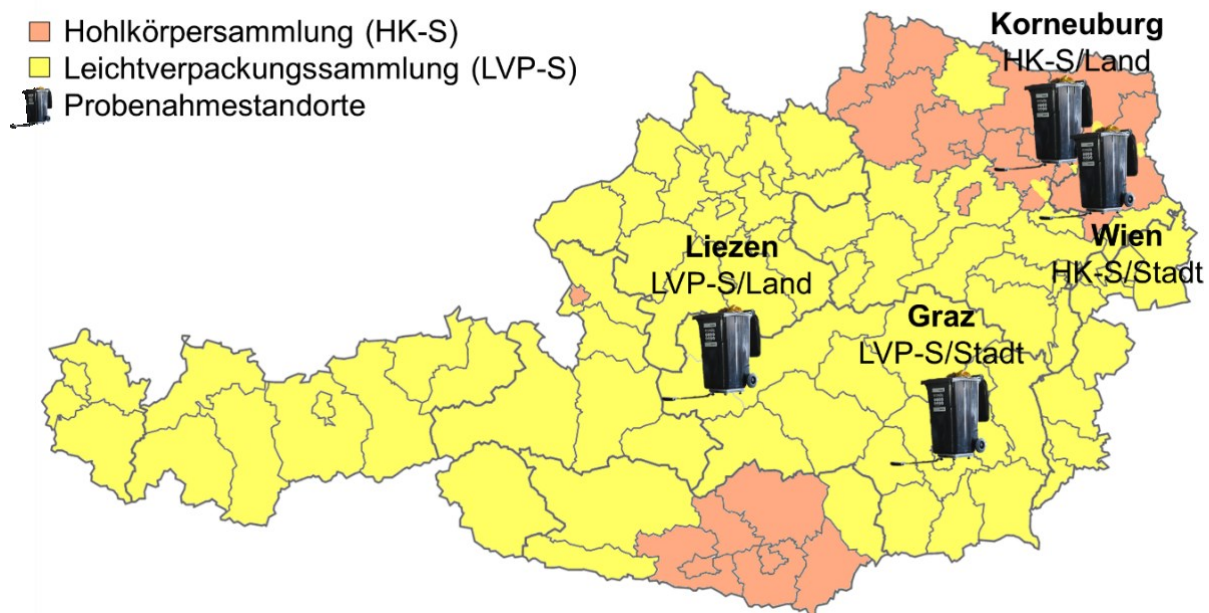


Abbildung 6: Die vier repräsentativen Restmüllprobenahmestandorte mit dem jeweiligen getrennten Verpackungssammelsystem.

Quelle: modifizierte Darstellung der Verpackungssammelsysteme nach ARA (2012).

Rot eingefärbte Regionen sammeln nur Hohlkörper, gelb eingefärbte Regionen sammeln die gesamten Leichtverpackungen.

Tabelle 3: Die vier Probenahmestandorte für die polyolefinorientierte Restmüllanalyse, differenziert nach Demografie und getrenntem Sammelsystem.

	Stadt	Land
Hohlkörpersammlung (HK-S)	Wien	Bezirk Korneuburg
Leichtverpackungssammlung (LVP-S)	Graz	Bezirk Liezen

Anhand der ermittelten Polyolefingehalte in den vier Restmüllprobenahmestandorten konnte im nächsten Schritt eine Hochrechnung der im Restmüll befindlichen Gesamtpolyolefinmenge (t/a) durchgeführt werden. Die folgenden Abschnitte erläutern im Detail die einzelnen Schritte der polyolefinorientierten Restmüllanalyse.

### 5.2.2 Probenahme

An jedem Probenahmestandort wurden zwischen Juni und Juli 2016 an drei unterschiedlichen Tagen insgesamt drei qualifizierte Stichproben entnommen (jahreszeitliche Mengenschwankungen der Kunststoffverpackungen im Restmüll konnten vernachlässigt werden, da der Kunststoffverpackungsanteil als konstant angenommen werden kann (ARA o.J.)). Die Mindestanzahl der qualifizierten Stichproben sowie die dafür benötigte Abfallmenge pro Stichprobe wurde nach ÖNORM S 2127 – Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen – berechnet (ASI 2011).

Basierend auf der Berechnungsmethode nach ASI (2011), mussten insgesamt drei qualifizierten Probenahmen pro Standort gezogen werden (siehe Formel 1). Für die Bestimmung der Mindestanzahl der qualifizierten Stichproben wurde die Wiener Restmüllsammeltour mit einer jährlichen Sammelmenge von 560 t/a herangezogen. Eine qualifizierte Stichprobe besteht nach ASI (2011) aus mindestens zehn Stichproben (siehe Formel 2). Als Berechnungsgröße für die Mindestabfallmenge jeder Stichprobe diente das Größtkorn mit einer Kantenlänge von 500 mm. Das Größtkorn wurde durch die Breite der Restmülltonnenöffnung festgelegt. Daraus ergab sich eine Abfallmenge von  $\geq 30$  kg pro Stichprobe, also  $\geq 300$  kg pro qualifizierte Stichprobe und Probenahmestandort.

$$560 \text{ t} / 200 \text{ t} = 2,8 \rightarrow 3 \text{ qualifizierte Probenahmen} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \text{Probemenge einer Stichprobe in Kilogramm (kg)} &= 0,06 \times \text{Größtkorn (95 \%-Perzentil)} \\ &\text{in mm, jedoch zumindest 0,2 kg} \end{aligned} \quad (2)$$

Insgesamt wurden somit 3.644 kg an Probenmaterial handsortiert. Die Sortieranalyse wurde direkt bei den abfallwirtschaftlichen Betriebstätten der Städte und Bezirke durchgeführt (Abbildung 7).



Abbildung 7: Einwaage einer Stichprobe ( $\geq 30$  kg) im Untersuchungsgebiet Graz.

Die Handsortierung umfasste die Fraktionen Polyolefine, Nichtpolyolefine sowie Verpackung und Nichtverpackung (Abbildung 8). In der vorliegenden Arbeit wird nur der Polyolefin- und der Nichtpolyolefinanteil berücksichtigt.



Abbildung 8: Sortierfraktionen Polyethylen (links) und Polypropylen (rechts).

Konnte ein Kunststoffteil keiner Sortierkategorie klar zugeordnet werden, wurde er der Fraktion nicht bestimmbarer Kunststoffverpackungen oder den nicht bestimmbar stoffgleichen Nichtverpackungen zugeordnet (Abbildung 9). Die beiden nicht zuordenbaren Fraktionen wurden im Labor mittels eines Fourier-Transform-Infrarotspektrometers (FTIR) untersucht. Bei dieser Analyse wurde das Cary 630 FTIR Spectrometer von Agilent Technologies verwendet.



Abbildung 9: Zwei unbekannte Kunststofffraktionen, die im Labor mit einem Infrarotspektrometer untersucht wurden.

Die Ergebnisse dieser polyolefinorientierten Restmüllanalyse werden in Veröffentlichung 2 (V2) vorgestellt.

---



**Veröffentlichung 2 (V2):**

**Erhebung des Polyolefinpotenzials im österreichischen Restmüll**

**Kranzinger, L.,** Pomberger, R. & Steiner, B. (2017) Erhebung des Polyolefinpotentials im österreichischen Restmüll. In: 7. Wissenschaftskongress: Abfall- und Ressourcenwirtschaft. 1 Aufl. Band 7, Aachen, Deutschland. ISBN 9783903122789. S. 219-223.

**Eigenleistung des Dissertanten bei dieser Veröffentlichung:**

Das Konzept und die Methode für eine repräsentative Probenahme wurden vom Dissertanten erstellt. In Kooperation mit der Universität für Bodenkultur (BOKU) erfolgten die praktischen Restmüllanalysen sowie die Laborauswertungen (FTIR-Analysen) unter Einbindung eines Studenten, der vom Dissertanten betreut wurde. Unter dem Aspekt der Förderung des Forschungsnachwuchses betreute der Dissertant zwei HTL-Schüler. Die Auswertung der Ergebnisse lag in der Verantwortung des Dissertanten, der auch das Konzept erarbeitete und die Dokumentation verfasste.

Das interne „Review“ des Beitrags erfolgte durch Univ.-Prof. DI Dr. mont. Roland Pomberger.

## Erhebung des Polyolefinpotentials im österreichischen Restmüll

### 1 Einleitung

Obwohl in Österreich eine getrennte Sammlung besteht (im Wesentlichen in der Leichtverpackungssammlung), werden die Kunststoffabfälle trotzdem zu einem überwiegenden Teil thermisch in Müllverbrennungsanlagen oder als Ersatzbrennstoffe in der Zementindustrie verwertet. Reh et al. (2014) berichten von einer Recyclingquote von lediglich 33 M- % aller getrennt gesammelten Kunststoffe. Bei den gemischten Siedlungsabfällen fällt die Recyclingrate der Kunststoffe noch geringer aus. Der Statusbericht zur Bestandsaufnahme der österreichischen Abfallwirtschaft (BMLFUW 2015) zeigt, dass in Österreich über 95 M- % der gemischten Siedlungsabfälle (Untergruppe der Siedlungsabfälle) direkt thermisch bzw. indirekt über Mechanische- oder Mechanisch-biologische-Abfallaufbereitungsanlagen energetisch verwertet werden. Weniger als 5 M- % werden recycelt, davon hauptsächlich Metalle und kaum Kunststoffe.

Die Strategie der Europäischen Kommission ist es, das Recycling von Siedlungsabfällen bis zum Jahr 2025 auf 60 M- % und bis 2030 auf 65 M- % zu erhöhen (EC 2015). Laut BMLFUW (2015) erfüllt Österreich bereits jetzt diese Recyclingvorgaben. Aufgrund einer möglichen Änderung der Berechnungsmethode der Recyclingquote, könnte es aber passieren, dass Österreich unter das geforderte Niveau von 60 M- % sinkt und bis 2025 diese Differenz ausgleichen muss. Sollte sich das bewahrheiten, würde Österreich zusätzliche Recyclingmengen benötigen. Einen Beitrag dazu, könnten speziell die hochwertigen und recyclingfähigen Polyolefine, Polyethylen (PE) oder Polypropylen (PP) liefern, welche einen großen Anteil der im Restmüll befindlichen Kunststoffe darstellen. Anhand der Abfallwirtschaftsberichte der österreichischen Bundesländer konnte vorab ein theoretischer Kunststoffanteil im Restmüll von 12,3 M- % abgeschätzt werden. Ein genauer Polyolefinanteil konnte jedoch nicht berechnet werden.

Ziel dieser Arbeit ist es, anhand einer repräsentativen Restmüllanalyse, den theoretisch vorhandenen Kunststoffanteil von 12,3 M- % im Restmüll zu überprüfen und den darin beinhalteten Polyolefinanteil zu bestimmen. Außerdem sollen demografische Unterschiede (städtischen und ländlichen Gefälle) sowie der Einfluss der getrennten Sammelsysteme (Hohlkörpersammlung oder Leichtverpackungssammlung) aufgezeigt werden.

### 2 Methode

#### Standort

Insgesamt wurden vier Probenahmestandorte in Österreich ausgewählt. Diese unterscheiden sich durch deren Demografie und den Einfluss des getrennten Verpackungssammelsystems. Wien und Graz sind dabei repräsentative Vertreter des städtischen Raums. Wobei in Graz, Kunststoffe parallel zur Restmüllsammlung, in Form der Leichtverpackungssammlung gesammelt werden und in Wien lediglich Hohlkörper in der Verpackungssammlung erfasst werden. Den ländlichen Raum repräsentieren der Bezirk Liezen in der Obersteiermark, dieser sammelt Leichtverpackungen parallel zur Restmüllsammlung und der Bezirk Korneuburg in Niederösterreich, der wie auch in Wien, lediglich Kunststoffhohlkörper in der getrennten Verpackungssammlung erfasst.

---

### Probenahme

Für ein repräsentatives Ergebnis wurden zwischen Juni und Juli 2016 bei jedem der vier Standorte, an drei unterschiedlichen Tagen, insgesamt drei qualifizierte Stichproben genommen (Jahreszeitliche Mengenschwankungen der Kunststofffraktionen im Restmüll können vernachlässigt werden, da der Kunststoffverpackungsanteil als konstant angenommen werden kann (ARA o.J.)). Eine qualifizierte Stichprobe bestand aus mindestens 10 Stichproben. Die Mindestanzahl der qualifizierten Stichproben sowie die dafür benötigte Abfallmenge pro Stichprobe wurde nach ÖNORM S 2127 - Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen (ASI 2005) berechnet. Die Berechnungsgröße für die Mindestanzahl der qualifizierten Stichproben war die Jahrestonnage jener Restmüllsammeltour, die die Bevölkerungszusammensetzung der Region (Altersschicht, Herkunft und Einkommensschicht) bestmöglich beschreib. Als Berechnungsgröße für die Mindestabfallmenge jeder Stichprobe diente das bestimmte Größtkorn mit einer Kantenlänge von 500 Millimeter. Daraus ergab sich eine Abfallmenge von  $\geq 30$  Kilogramm pro Stichprobe, insgesamt also 3.644 Kilogramm.

In der händischen Sortierung wurde zwischen den beiden Polyolefinen (PE bzw. PP), als Verpackung (VP) oder als stoffgleiche Nichtverpackung (StNVP) unterschieden. Alle Nicht-Polyolefine (NPO) wurden, wie auch die Polyolefine, in die Fraktionen NPO/VP oder NPO/StNVP unterteilt. Konnte ein Teil nicht klar zugeteilt werden, wurde dieses Teil der Fraktion nicht bestimmbar Kunststoffverpackung (?PO?/VP) oder nicht bestimmbar stoffgleiche Nichtverpackungen (?PO?/StNVP) zugeteilt. Die beiden nicht zuteilbaren Fraktionen wurden in das Labor transportiert und mittels Fourier-Transform Infrarotspektrometer (FTIR) untersucht. Nach der Messung konnte das Teil mengenmäßig einer der oben genannten Sortierfraktion zugeteilt werden.

## 3 Resultate & Diskussion

### Gesamtkunststoffgehalt und Polyolefingehalt

Unter Berücksichtigung des demographischen und sammelspezifischen Einflusses, ergibt die Sortieranalyse einen Gesamtkunststoffgehalt von 13,2 M- %, wovon 7,9 M- % die Fraktion der Polyolefine bilden. Der Rest, 5,3 M- %, setzt sich aus NPO's wie zum Beispiel Polystyrol, Polyvinylchlorid oder Polyamid zusammen (Abbildung 1). Der Anteil von 13,2 M- % an Kunststoffen übersteigt sogar den zuvor berechneten theoretischen Wert von 12,3 M- %. Außerdem übersteigt er auch den Wert von 10,1 M- %, den der Statusbericht zum österreichischen Bundesabfallwirtschaftsplan 2015 vorgibt (BMLFUW 2015). Das Ergebnis liegt auch in der Bandbreite von 12 M- % und 22 M- %, die Fricke (2008) beschreibt, wobei sich diese Werte auf Deutschland beziehen.

In Abhängigkeit vom Grad der Urbanisierung, zeigt Abbildung 2 (rechts), dass der Gesamtkunststoffanteil im ländlichen Restmüll tendenziell höher ist als im städtischen Restmüll. Erklärt werden könnte dieses Ergebnis durch den vergleichsweise größeren Anteil an Haushalten mit Eigenkompostierung des organischen

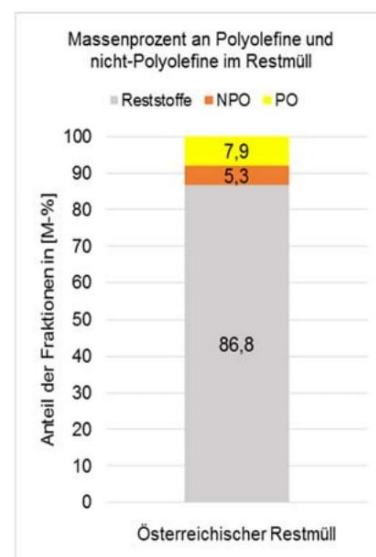


Abbildung 1: Gesamtkunststoffgehalt des österreichischen Restmülls sowie der darin beinhaltete Polyolefinanteil



Materials am Land. Im Vergleich zum städtischen Restmüll verringert sich dadurch der organische Anteil im Restmüll und somit nimmt der Kunststoffanteil in ländlichen Regionen einen relativ größeren Anteil an der Gesamtmasse des Restmülls ein.

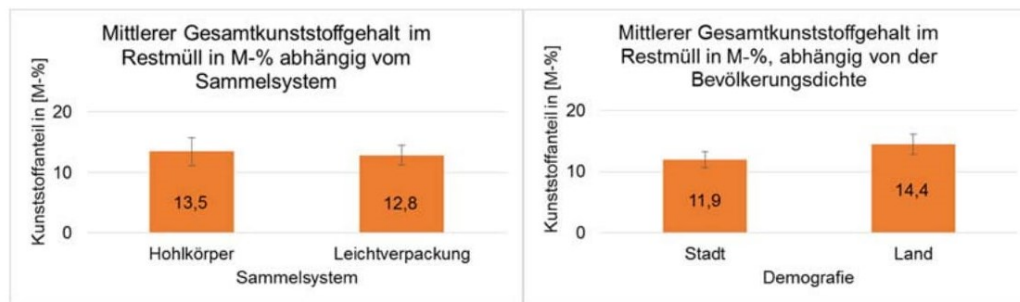


Abbildung 2: Mittlerer Gesamtkunststoffgehalt im Restmüll, in der Abhängigkeit des Sammelsystems (links) bzw. der demografischen Lage des Probestandortes (rechts), n=6.

Aufgrund des kleineren Zuweisungskatalogs bei der Hohlkörpersammlung (nur Hohlkörper) wurde davon ausgegangen, dass mehr Kunststoffe im Restmüll mit paralleler Hohlkörpersammlung anfallen. Entgegen dieser Annahme zeigt sich aber, dass das Verpackungssammelsystem keinen wesentlichen Einfluss auf den Gesamtkunststoffgehalt im Restmüll hat (Abbildung 2). Dieses Ergebnis könnte einerseits auf eine schlechtere Trennmoral bei der Bevölkerung in den Regionen mit Leichtverpackungssammlung hinweisen bzw. ein Indiz dafür sein, dass der umfangreichere Zuweisungskatalog (mehr als nur Hohlkörper) für den Nutzer für Verwirrung sorgt und das zu vermehrten Fehlwürfen im Restmüll führt.

### Demographischer und sammelspezifischer Einfluss auf den PO-Gehalt

In Abbildung 3 (links) wird ersichtlich, dass bei beiden Sammelsystemen ein signifikanter höherer Massenanteil an Polyolefine (> 60 M-%) im Restmüll auftritt. Außerdem ist zu erkennen, dass bei Gebieten mit Leichtverpackungssammelsystemen, größere Schwankungen in der Zusammensetzung des Kunststoffanteils im Restmüll zu erkennen sind. Im Gegensatz dazu ist die Varianz der Kunststoffzusammensetzung bei der Hohlkörpersammlung geringer. Es wird vermutet, dass die getrennte Hohlkörpersammlung für den Nutzer einfacher umzusetzen ist als die getrennte Leichtverpackungssammlung.

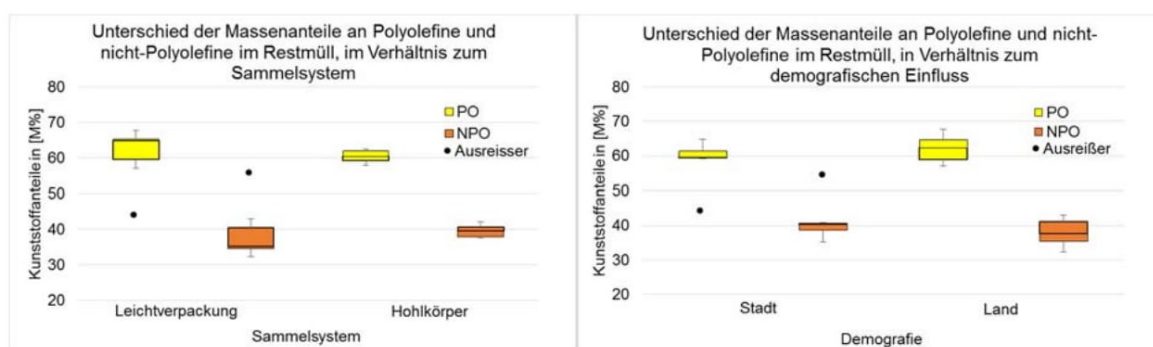


Abbildung 3: Massenanteil der Polyolefine sowie der nicht-Polyolefine im Restmüll, in Bezug auf den Einfluss des Sammelsystems (links) oder der demografischen Lage (rechts), n=6. PO: Polyolefin; NPO: Nicht-Polyolefin

In Bezug auf die Kunststoffzusammensetzung im Restmüll, unter Berücksichtigung des demographischen Einflusses (Abbildung 3, links), kann festgehalten werden, dass im städtischen wie auch im ländlichen Gebiet signifikant mehr Polyolefine als andere Kunststoffe anzufinden sind (> 60 M-%). Wobei im städtischen Gebiet die Varianz der

Kunststoffzusammensetzung kleiner ist. Insgesamt haben der demographische und der sammelspezifische Parameter denselben Einfluss auf das Massenverhältnis von Polyolefine zu Nicht-Polyolefine im Restmüll, da der PO-Anteil bei beiden Parameter in etwa bei 60 M- % liegt.

#### 4 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass der ländliche Restmüll tendenziell einen höheren Gesamtkunststoffgehalt aufweist, wobei das Sammelsystem nur einen geringen Einfluss auf den Kunststoffanteil im Restmüll hat. Außerdem zeigt sich, dass trotz einer gut funktionierenden getrennten Sammlung, der Restmüll ein beachtliches Rohstoffpotential für das Kunststoffrecycling besitzt. Durch Umlenkung der Kunststofffraktionen vom Restmüll in die getrennte Sammlung kann dieses Rohstoffpotential verstärkt genutzt werden. In den Leichtverpackungssortieranlagen könnte damit eine neuartige PO-Fraktion für die rohstoffliche Verwertung generiert werden. Es wäre aber auch denkbar die Kunststofffraktionen direkt bei den Restmüllbehandlungsanlagen zu sammeln und für das Recycling zur Verfügung zu stellen. Eine derartige stoffliche oder rohstoffliche Verwertung der recyclingfähigen PO-Fraktionen hätte außerdem einen positiven Beitrag zur Umsetzung der ambitionierten Recyclingziele der EU.

#### 5 Literatur

- ARA (o.J.): Jahressganglinien von Packstoffen. Unveröffentlichte Präsentation, Wien.
- Aldrian, A., Wellacher, M. & Pomberger, R. (2015): Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales. *International journal of environmental analytical chemistry* (95)15: 1502-1522.
- ASI (Austrian Standards Institute) (ed.) (2011): ÖNORM S2127 Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen. Wien, Österreich: ASI.
- ASI (ed.) (2005): ÖNORM S2100 Abfallverzeichnis. Wien, Österreich: ASI.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forst-, Umwelt und Wasserwirtschaft) (ed.) (2015): Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Ö., Statusbericht 2015. Vienna, Austria: BMLFUW.
- EC (Europäische Kommission) (ed.) (2015): Proposal for the Directive 94/62/EG of the European Parliament and of the Council 5 Dezember 2015 on packaging and packaging waste. Brüssel, Belgien: EC.
- Fricke, K., Bahr, T., Thiel, T., Kugelstadt, O., (2008): Stoffliche oder energetische Verwertung - Ressourceneffizientes Handeln in der Abfallwirtschaft. Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e.V., Weimar, pp. 9–43.

#### **Kontakt:**

Dipl.-Ing. Lukas Kranzinger, wissenschaftlicher Mitarbeiter  
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich. [lukas.kranzinger@unileoben.ac.at](mailto:lukas.kranzinger@unileoben.ac.at)

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger, Lehrstuhlleiter  
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

Bernhard Steiner, BSc., Student  
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

---

### 5.2.3 Österreichweite Hochrechnung des Polyolefinpotenzials im Restmüll

Die österreichweite Hochrechnung des Polyolefinpotenzials im Restmüll wurde anhand der bundeslandspezifischen Kennwerte (Einwohnerzahl pro Bezirk und Stadt sowie deren gesamtes jährliches Restmüllaufkommen im Jahr 2015) durchgeführt. Die Datengrundlage stellten die Referate für Abfallwirtschaft der einzelnen Bundesländer zur Verfügung. Daraus konnte das Restmüllaufkommen pro Einwohner, Jahr und Bezirk berechnet werden. Der Grad der Urbanisierung (EU 2016) bestimmte die Einstufung der Bezirke entweder als eine städtische oder als eine ländliche Region sowie anhand von ARA (2012) erfolgte die Zuordnung zu dem jeweiligen getrennten Sammelsystem (Tabelle 4) (Kranzinger 2016b).

Tabelle 4: Auszug aus den Bezugsdaten für die österreichische Hochrechnung, am Beispiel Steiermark und Wien.

Bezirk	Einwohner	Restmüll (RM)		Demografie	Sammel-system	PO-Anteil [M-% vom RM]
		[t/a]	[kg/EW*a]			
<b>Steiermark</b>						
Graz Stadt	280.258	51.579	184,0	Stadt	LVP	6,8
Graz Umgebung	148.830	13.711	92,1	Land	LVP	8,6
Deutschlandsberg	60.657	6.404	105,6	Land	LVP	8,6
Leibnitz	81.315	7.818	96,1	Land	LVP	8,6
Leoben	61.558	9.338	151,7	Land	LVP	8,6
Liezen	79.860	13.570	169,9	Land	LVP	8,6
Murau	28.390	3.358	118,3	Land	LVP	8,6
Voitsberg	51.851	6.706	129,3	Land	LVP	8,6
Weiz	89.104	7.056	79,2	Land	LVP	8,6
Murtal	73.150	9.480	129,6	Land	LVP	8,6
Bruck-Mürzzuschlag	100.349	12.173	121,3	Land	LVP	8,6
Hartberg-Fürstenfeld	90.546	6.912	76,3	Land	LVP	8,6
Südoststeiermark	86.144	7.784	90,4	Land	LVP	8,6
<b>Wien</b>						
Wien (Stadt)	1.840.573	518.515	281,7	Stadt	HK	7,0

Quelle: Eigene Berechnung, basierend auf (STATAUT 2015).

(In Anhang 1 befindet sich die gesamte Tabelle (Tabelle I).)

Der aus der Restmüllanalyse ermittelte Polyolefingehalt des jeweiligen Erfassungsgebietes (Stadt mit HK-S, Stadt mit LVP-S, Land mit HK-S oder Land mit LVP-S) wurde mit dem jeweiligen Restmüllaufkommen pro Kopf und Jahr multipliziert. In einem letzten Schritt wurde eine Summe über alle Bezirke gebildet. Insgesamt entfielen > 182.000 t an Gesamtkunststoffen auf den Restmüll. Das Jahresaufkommen liegt in Wien bei einer Bevölkerung von rund 1,8 Mio. bei rund 36.000 t Polyolefinen und 60.000 t

Gesamtkunststoffen. In ganz Österreich wurde ein Polyolefinaufkommen von knapp 112.000 t/a erhoben. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Zusammenfassende Ergebnisse der österreichischen Hochrechnung.

Demografie		Land		Stadt		Gesamt
Sammelsystem		HK-S	LVP-S	HK-S	LVP-S	
<b>Einwohner</b>	[EW]	975.797	4.941.908	2.149.614	612.106	8.679.425
<b>Restmüll</b>	[t/a]	153.895	569.310	587.242	117.904	1.428.351
	[kg/EW*a]	150	119	242	195	
<b>PO</b>	[t/a]	14.378	48.718	40.839	7.966	<b>111.901</b>
	[kg/EW*a]	14	10	17	13	
<b>NPO</b>	[t/a]	9.225	27.993	27.267	6.449	<b>70.934</b>
	[kg/EW*a]	9	6	11	11	
<b>Gesamtkunststoff</b>	[t/a]	23.603	76.711	68.106	14.415	<b>182.835</b>
	[kg/EW*a]	23	16	28	24	

Quelle: Eigene Berechnungen, basierend auf (STATAUT 2015).

HK-S: Hohlkörpersammlung; LVP-S: Leichtverpackungssammlung; NPO: Nichtpolyolefine; PO: Polyolefine.

Der folgende Abschnitt enthält eine ergänzende Darstellung der Analysen.

#### 5.2.4 Detaillierergebnisse zum Polyolefingehalt im Restmüll

Die Ergebnisse der polyolefinorientierten Restmüllanalyse deuten darauf hin, dass der Polyolefin- und Nichtpolyolefingehalt pro Jahr und Einwohner (kg/EW\*a) im städtischen Restmüll tendenziell höher liegt als in ländlichen Gebieten (Polyolefine =  $15 \pm 1,6$  kg/EW\*a) als im ländlichen Gebiet. Die parallelen Sammelsysteme (HK-S und LVP-S) haben jedoch nur in städtischen Erfassungsgebieten einen signifikant positiven Einfluss auf den Polyolefingehalt. In Städten mit einer HK-S werden signifikant mehr Polyolefine im Restmüll entsorgt (Abbildung 10).

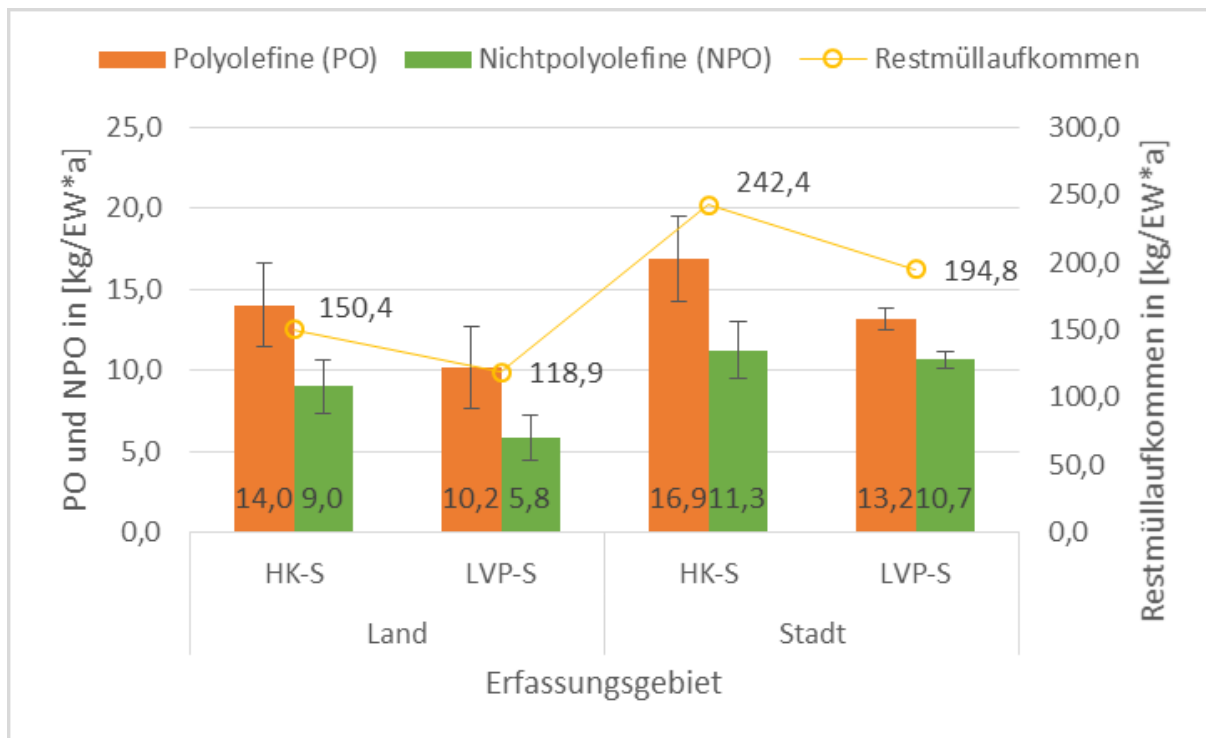


Abbildung 10: Polyolefin- und Nichtpolyolefinanteil im österreichischen Restmüll in kg/EW\*a, unterschieden nach demografischen und sammelspezifischen Gegebenheiten, sowie das durchschnittliche Restmüllaufkommen.

Quelle: Eigene Darstellung.

HK-S: Hohlkörpersammlung; LVP-S: Leichtverpackungssammlung.

Im österreichischen Durchschnitt kann mit einem Polyolefingehalt von 7,9 M-% gerechnet werden, wovon der größte Teil im ländlichen Erfassungsgebiet mit paralleler LVP-S (49.000 t/a) und im städtischen Erfassungsgebiet mit paralleler HK-S (41.000 t/a) anfällt. Theoretisch könnten insgesamt knapp 112.000 t/a an Polyolefinen aus dem Restmüll abgetrennt werden. Bei den absoluten Polyolefinmengen kann in den städtischen Bereichen trotz des höheren pro-Kopf-Abfallaufkommens mit geringeren Polyolefinmengen gerechnet werden. Dies hängt damit zusammen, dass in Österreich der Bevölkerungsanteil in den ländlichen Regionen insgesamt höher ist als in den Städten (Abbildung 11).



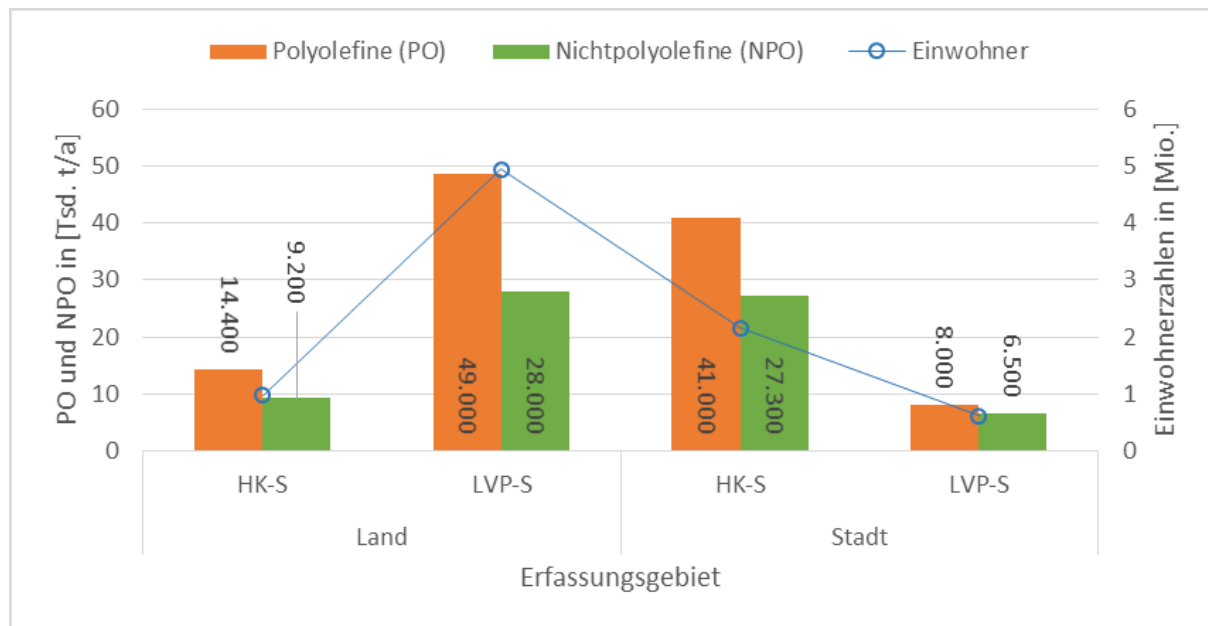


Abbildung 11: Gesamtmengen an Polyolefinen und Nichtpolyolefinen im österreichischen Restmüll in Massenprozent, unterschieden nach demografischen und sammelspezifischen Gegebenheiten.

Quelle: Eigene Darstellung.

### 5.3 Polyolefinorientierte Stoffstromanalyse

In Veröffentlichung 1 (V1) und 2 (V2) wurden die relevanten Abfallströme für die Erhebung des österreichischen Sekundärrohstoffpotenzials der Polyolefine identifiziert und analysiert. Eine Grafik der „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ soll diese polyolefinhaltigen Abfallströme und deren Abfallbehandlungswege in der österreichischen Abfallwirtschaft verdeutlichen, um damit gezielt die ungenutzten und recyclingfähigen Polyolefingmengen von der Verbrennung in das Recycling umzulenken. Wichtig dabei ist, dass die potenziellen Abfallströme (siehe Tabelle 2) in Primär- und Sekundärabfälle (BMLFUW 2015) untergliedert werden, damit Doppelzählungen von Abfallmengen vermieden werden (siehe Abbildung 12). Nach BMLFUW (2015) sind primäre Abfälle gesammelte, aber nicht in Abfallvorbehandlungsanlagen (mechanische und mechanisch-biologische Behandlungsanlagen sowie Ersatzbrennstoffanlagen) eingebrachte Abfallströme aus Haushalten oder ähnlichen Gewerben. Werden die Primärabfälle aber in Vorbehandlungsanlagen zerkleinert, sortiert und klassiert, dann handelt es sich um Sekundärabfälle.



Abbildung 12: Schematische Einteilung der untersuchten polyolefinhaltigen Abfallströme aus Tabelle 2 in Primär- und Sekundärabfälle.

Quelle: Eigene Darstellung; Einteilung nach BMLFUW (2015).

In der nachfolgenden Veröffentlichung 3 (V3) werden die in Tabelle 2 identifizierten und in V1 und V2 analysierten polyolefinhaltigen Abfallströme in einer „polyolefinorientierten Stoffstromanalyse“ grafisch veranschaulicht. Das heißt, der Abfallbehandlungsweg und die Jahresabfallmenge jedes Abfallstroms werden von der Sammlung über die Vorbehandlung bis zur Verwertung systematisch analysiert und schematisch dargestellt. Damit sollen die ungenutzten und recyclingfähigen Polyolefinabfälle offenkundig gemacht werden. Zum Beispiel zeichnet sich ab, dass die Kunststoffleichtverpackungsabfälle derzeit zu einem Drittel werkstofflich recycelt werden. Die restlichen zwei Drittel, die noch viele recyclingfähige Polyolefine enthalten, werden zu Ersatzbrennstoff aufbereitet und danach thermisch verwertet. Für die Ermittlung der anteilmäßigen Aufteilung der Abfallströme in den Abfallbehandlungsanlagen wurden die jeweiligen österreichischen Anlagen kontaktiert. Anhand der Massenbilanzen der Anlagen konnten durchschnittliche Transferkoeffizienten für die Anlagen kalkuliert werden.

**Veröffentlichung 3 (V3):**

**Output-Oriented Analysis of the Wet Mechanical Processing of Polyolefin-Rich Waste for Feedstock Recycling**

**Kranzinger, L.**, Pomberger, R., Schwabl, D., Flachberger, H., Bauer, M., Lehner, M. & Hofer, W. (2018) Output-Oriented Analysis of the Wet Mechanical Processing of Polyolefin-Rich Waste for Feedstock Recycling. In: Waste Management & Research, DOI: 10.1177/0734242X18764294. S. 155-162.

**Eigenleistung des Dissertanten bei dieser Veröffentlichung:**

Der Dissertant hat die Abfallproben selbstständig bei verschiedenen österreichischen Abfallvorbehandlungsanlagen organisiert und bei Lindner-Recycling auf jene Korngröße zerkleinert, die für die Versuche notwendig war. Gemeinsam mit dem drittgenannten Co-Autor wurden die in der Veröffentlichung beschriebenen Abfallproben in einer nass-mechanischen Abfallvorbereitungsanlage sortiert. Als nächster Schritt erfolgten umfangreiche chemische Analysen der neu generierten Proben, für welche die hauseigene Arbeitsgruppe „Umweltanalytik“ am Lehrstuhl für AVAW verantwortlich war. Die Auswertung der dabei generierten Daten sowie die Interpretation der Ergebnisse führte der Dissertant selbst durch. Das Konzept der Veröffentlichung wurde mit dem zweiten Co-Autor regelmäßig abgestimmt. Den Fachartikel hat der Dissertant selbstständig verfasst.

Das interne Review lag in den Händen von Univ.-Prof. DI Dr. mont. Roland Pomberger. Vor der Veröffentlichung wurde das Manuskript, eingereicht bei dem internationalen Fachjournal „Waste Management & Research“, einem externen Peer-Review-Verfahren unterzogen. Als Gutachter wurden vom Journal unabhängige und internationale Fachexperten zur detaillierten Prüfung und Bewertung herangezogen.

# Output-oriented analysis of the wet mechanical processing of polyolefin-rich waste for feedstock recycling

Waste Management & Research  
2018, Vol. 36(5) 445–453  
© The Author(s) 2018  
Reprints and permissions:  
sagepub.co.uk/journalsPermissions.nav  
DOI: 10.1177/0734242X18764294  
journals.sagepub.com/home/wmr  


Lukas Kranzinger<sup>1</sup>, Roland Pomberger<sup>1</sup>, Daniel Schwabl<sup>2</sup>,  
Helmut Flachberger<sup>2</sup>, Markus Bauer<sup>3</sup>, Markus Lehner<sup>3</sup>  
and Wolfgang Hofer<sup>4</sup>

## Abstract

In recent years, an increasing number of studies have revealed that plastics and their components (e.g. plasticisers) pose an environmental risk. However, it is hard to imagine how our industrialised society could do without these materials, since the fields of application are manifold. One possible approach to tackle this mounting problem is the implementation of a comprehensive and well-functioning collection and recycling system. An international comparison shows that only a small proportion of the total plastics in circulation is collected and recycled. The investigations conducted under the present research project, ‘Plastic Reborn’, focused on both identification and analysis of the discharge paths of polyolefin-rich waste streams, under the Austrian waste management system. Another objective was determining the utilisation potential of the output fractions of these polyolefin-rich waste streams, generated from a wet mechanical processing pilot plant. Experiments have shown that the polyolefins are successfully separated from the waste streams and that a total polyolefin potential of 429,000 t<sup>y</sup><sup>-1</sup> remains unexploited in the Austrian waste management system. Thus, these separated plastic fractions can make a significant contribution to the implementation of the European Circular Economy Directive. The residual fractions meet the legal and company-specific requirements for their use as solid recovered fuels in co-combustion plants.

## Keywords

Polyolefins, wet mechanical processing, plastics recycling, circular economy, closing the loop

Received 30th October 2017, accepted 14th February 2018 by Editor-in-chief P. Agamuthu.

## Introduction

In 2015, the global production of plastics amounted to 322mt and the trend is continuing upwards. In Austria, about 1.1m t<sup>y</sup><sup>-1</sup> (million tonnes per year) were accumulated, 40 wt% (mass %) of which were used in the packaging industry. The bulk of the materials is composed of polyolefins, e.g. polyethylene (PE) and polypropylene (PP) (PlasticsEurope, 2016). These packaging plastics are characterised by a very short product life cycle (from days to weeks). This contrasts markedly with plastics used in other sectors (e.g. in construction or electronics industries), which lose their functions only after a few years, at the earliest, and turn up as waste plastics after a considerable time lag. So far, a lot of countries have introduced separate waste collection systems (door-to-door collection, collection points or recycling centres with specific or co-mingled waste bins), allowing for the unmingled collection and recycling of plastics.

In Austria, the waste catalogue of separate collection includes only plastic packaging; non-packaging plastics are disposed of as residual waste or bulky waste (i.e. items too large to be accepted by the regular waste collection); consequently, this kind of

plastics is not recycled. Industrial waste is separately collected. Non-packaging plastics are partly sorted in civic amenity sites for recycling or for using them as solid recovered fuel (SRF) in the cement industry. Calculation of the recycling rate of plastics is based on comparing the amount of materials (including a small amount of mixed plastics) separated in the sorting stations for lightweight packaging (LWP) with the total amount of plastic

<sup>1</sup>Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet, Leoben, Austria

<sup>2</sup>Chair of Mineral Processing, Montanuniversitaet, Leoben, Austria

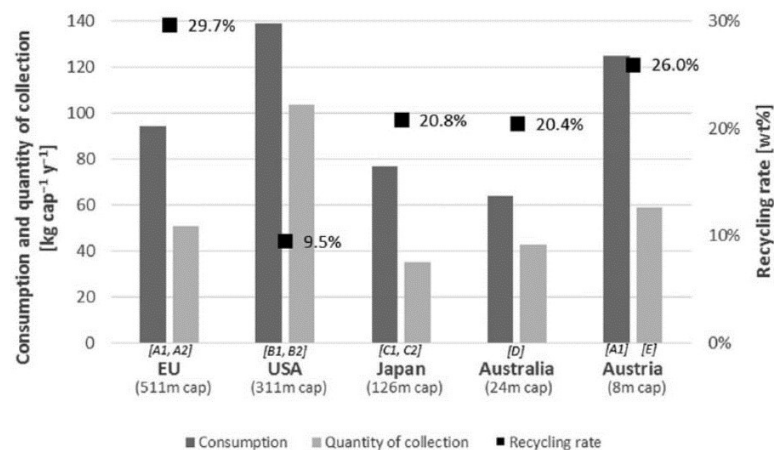
<sup>3</sup>Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Montanuniversitaet, Leoben, Austria

<sup>4</sup>OMV Refining and Marketing GmbH, New Technologies and Downstream Innovation, Vienna, Austria

## Corresponding author:

Lukas Kranzinger, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet, Franz-Josef-Straße 18, Leoben 8700, Austria.

Email: lukas.kranzinger@unileoben.ac.at



**Figure 1.** International comparison: annual plastics consumption, collection, and recycling rates, in kilograms per capita [kg cap<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>]. Sources: A1 (PlasticsEurope, 2015a), A2 (PlasticsEurope, 2016), B1 (Plastics Insights, 2017), B2 (EPA, 2016), C1 (PWMI, 2017), C2 (PWMI, 2016), D (A'Vard and Allan, 2014), E (PlasticsEurope, 2015b).

packaging accumulated in the waste management system, which includes unsorted municipal waste, industrial and commercial wastes, bulky waste, and separate collection. While in other countries, a 100% recycling rate still rests on the quantity delivered (i.e. input-related calculation), Austria has already introduced an output-related calculation. Yet, despite this fairly realistic method, the total amount of non-packaging plastic materials in circulation is not included in the recycling rate. According to PlasticsEurope (2015b), Austria currently achieves a recycling rate of 26 wt% (Figure 1).

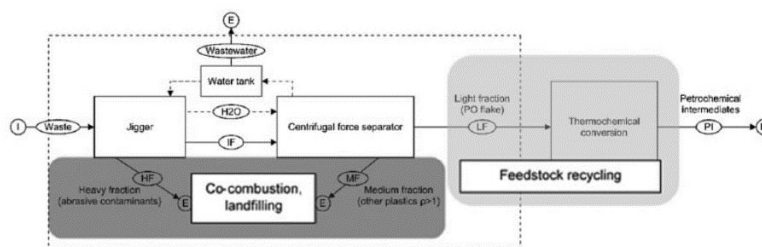
Taking a closer look at the average European Union (EU) recycling rate of 29.7 wt% (see Figure 1) shows, for example, that calculations are usually based on the quantity of plastics collected and not on the total quantity in circulation. If the annual plastics demand were considered, the recycling rate would drop considerably. A similar picture is revealed for Japan. In comparison, the quantities collected in Australia are higher even though the recycling rate is similar. The quantity of collection in the USA is very high, indeed, yet the recycling rate is comparatively low. This may indicate that plastic materials are collected but not recycled; they are rather deposited or undergo thermal treatment.

The input-related calculation method is also reflected in the mass balances of the sorting stations for LWP. The major material stream (i.e. mixed plastics, 50%–60% of the input) leaving the station after separating the unmixed plastics still includes a high recycling potential, including a polyolefin concentration of >40 wt% (Kranzinger et al., 2016). According to EU Directive 2008/98/EC (EC, 2017b), future waste management should aim to attach more significance to recycling than to other treatments (e.g. thermal treatment) while considering waste hierarchy; nevertheless, this material flow is used to produce SRFs. In other words: About 60,000 ty<sup>-1</sup> of recyclable plastics are lost for material or plastic feedstock recycling each year. This equals about the

quantity that is transferred from LWP sorting stations to material recycling in Austria.

At the same time, less than 5 wt% of recyclables (mainly metals) are sorted and recycled from mixed municipal waste. The remaining 95 wt% undergo either direct thermal treatment without further sorting or indirect thermal treatment with partial sorting at mechanical plants (MP) or at mechanical biological waste treatment plants (MBP). Thus, the major portion of recyclable plastics contained in the residual waste gets lost for recycling. According to Kranzinger et al. (2016), mixed municipal waste contains a polyolefin potential of more than 110,000 ty<sup>-1</sup>. This result shows that the polyolefin potential of the residual waste is nearly as large as that of the separate collection. The only difference is that plastics in the residual waste are usually not recycled.

Despite the high potential of resources still unused, only few incentives are currently offered to encourage the change from the thermal treatment of recyclable plastics (mainly polyolefin packaging) to recycling. However, the European Commission's (EC) proposal on a circular economy package of 5 December 2015 (EC, 2015c) may give fresh impetus to finding solutions for Austrian plastics recycling. The directive aims to provide new Europe-wide guidelines to boost recycling. By 2030, a recycling rate of 65 wt% is targeted for municipal waste (EC, 2015c), with ongoing negotiations for a further rise (EC, 2017b). According to the Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (BMLFUW, 2015), Austria has almost fulfilled this objective. Regarding plastic packaging waste, a recycling rate of 55 wt% is targeted by 2030 (EC, 2015b); the definite rate, however, is still under negotiation (EC, 2017a). However, a change in the calculation method of the rates (the reference quantity changing from input to output quantities of the sorting stations) might reduce the current recycling rate of municipal waste, which would then need to be adjusted. In that case, Austria would need additional recycling quantities. High-quality and recyclable



**Figure 2.** Simplified model of the wet mechanical processing pilot plant (with the core apparatus, the cylindrical force separator, which differs from the conventional cyclone through one or more openings that are mounted perpendicularly to the cylindrical separation chamber and facilitate the tangential discharge of the separation medium), showing the recycling paths of the separated fractions and wastewater.

HF: heavy fraction; IF: intermediate fraction; MF: medium fraction; LF: light fraction; H<sub>2</sub>O: process water; PI: petrochemical intermediates; E: end of process; I: waste input.

polyolefins may contribute to an increased recycling rate as they cover most of the plastics included in the residual waste and sorted packaging (Kranzinger et al., 2017).

### Project background and objectives

While it is common practice of conventional dry mechanical waste treatment plants to turn waste into high- and medium-calorific SRF, the project ‘Plastic Reborn’, conducted under Research Studio Austria, introduces the innovative technology of wet mechanical treatment of plastic-rich waste streams in order to separate polyolefin fractions. The research project has been conducted by three chairs of Montanuniversitaet Leoben: Chair of Mineral Processing, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, and Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, in co-operation with industrial partners. The research team addresses the question whether the separation of high-purity polyolefin fractions, serving as preparation for feedstock recycling through thermochemical conversion, is technically and economically feasible. In this article, focus is put on the identification of the origin and quantification of the relevant polyolefin flows in the Austrian waste management as well as on the evaluation of the utilisation potential of the output fractions resulting from wet mechanical treatment.

## Material and methods

### Identification and modelling of polyolefin-rich waste streams

Based on pre-defined exclusion criteria (see Kranzinger et al., 2016), those polyolefin-rich waste streams were identified from 1500 waste code numbers that are suitable for wet mechanical treatment. This list of materials conforms to the Austrian Waste Catalogue according to ÖNORM S2100 (ASI, 2005), which corresponds to the European List of Waste (EC, 2000), followed by the research of the relevant literature. As a result, seven potential waste streams were defined that emerged from the sorting of LWP, SRF, rejects, and landfill mining. Literature did not render any precise data on the polyolefin concentration in waste streams.

Therefore, representative sample materials were obtained through the sample method, ‘Press-and-Drill’ (Aldrian et al., 2015), currently being developed at the Leoben Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, and through ÖNORM S2127 (ASI, 2011). In a second step, the polyolefin concentration was determined through density separation and Fourier transform infrared (FTIR – a laboratory-type of sample test) spectrometry.

At the same time, the status quo of the Austrian waste management was modelled using the standardised method of Cencic and Rechberger (2009) (STAN software). Waste treatment plants that are relevant to the treatment of polyolefin-rich waste streams are illustrated by a waste mass flow diagram. Data refers to 2015.

### Concept of the pilot plant and the recycling paths of the separated fractions

Figure 2 describes the process structure that serves to extract the polyolefin-rich scrap plastic fraction, polyolefin flakes, and light fraction (LF – polyolefin-concentration needs be higher than 90 wt%). At the end of the process, the LF is transformed into petrochemical intermediates by thermochemical conversion. In a conventional refinery, these intermediates may be processed into primary products (ethene, propylene) for a new synthesis of plastics.

In a first step, the seven waste fractions are shredded into a particle size of <20 mm by a single-shaft shredder in order to avoid clogging the centrifugal force separator. After shredding, the sample material is transferred to the jigger via a feed tank. The heavier fractions sink in the jigger, causing the first separation. Induced stroke frequencies create a jig bed where the denser contaminants settle into the lower part and the lighter materials (mostly plastics) remain in the upper part. At the discharge of the jigger, baffles divide the jig bed into heavy fractions (HF) and intermediate fractions (IF). HFs are removed from the process and the polyolefin-rich IFs are passed on to the centrifugal force separator through a doser.

The separation medium (water) is fed tangent to the lower end of the tilted separator, which creates an air-core in the separator. Owing to the density difference between



the separation medium and the waste materials, the lighter materials (polyolefin flakes or light fraction) move downwards along the water–air interface and are discharged at the lower axial opening. Particles with a density ( $\rho$ ) > 1 g·cm<sup>-3</sup> (gram per cubic centimetre) (medium fraction (MF): other plastics and contaminants) are pressed against the cylinder barrel by the centrifugal force and are discharged at the upper axial opening, together with the separation medium. A linear vibrating screen installed at the end is used to dewater all three fractions (LF, MF, and HF). The dry matter content plays a highly significant role regarding the utilisation of MF as solid recovered fuels for the cement industry. We must bear in mind that wet mechanical processing and feedstock recycling are only reasonable if the non-polyolefin-rich output fractions (HF and MF) make good economic sense.

### Analytical monitoring

Concerning the utilisation of MF and HF, co-combustion is considered in plants according to § 3 (6) Waste Incineration Ordinance (BMLFUW, 2010). Both output fractions were analysed in compliance with the limit values specified by the regulation; wastewater was examined for exceeding limit values, as stipulated under Annex A, § 4 of the Wastewater Emission Ordinance (BMLFUW, 1996). Based on the results, we could estimate if secondary treatment of wastewater was required (mechanical biological or chemical biological cleaning) in order to limit the discharge of toxic substances and their concentration in the sewage system, as prescribed by law.

## Results and interpretation

### *The potential of polyolefins in the Austrian waste management*

The flow chart of the quantities of waste (Figure 3) illustrates the logistic and quantitative relations between collection, sorting, and recycling of the seven polyolefin-rich waste streams generated in the Austrian waste management in 2015. The waste streams are divided into three sectors of origin (household, commerce, and industry); the largest waste potential for wet mechanical processing is provided by LWP waste resulting from separate collection and mixed municipal waste (including commercial LWP quantities), with an annual amount of 1.6m ty<sup>-1</sup>. Commercial waste amounts to annually 0.6m ty<sup>-1</sup>. The smallest volume, nearly 0.2m ty<sup>-1</sup>, arises from industrial waste, contributing, however, to the highest polyolefin rate. Waste streams include a total potential of almost 2.5m ty<sup>-1</sup> of polyolefin-rich materials.

In detail, the flow chart of the quantities of waste includes: Material recycling, sorting at LWP stations, direct incineration of untreated mixed municipal waste, commercial and production waste at incineration plants, and treatment at MBPs or MPs with SRF processing. The flow chart also covers SRF co-combustion in cement works as well as fluidised bed combustion of residues from mechanical waste treatment.

A large part of the commercial and household wastes (mixed municipal waste amounting to 1,026,700 ty<sup>-1</sup>) are used without pre-treatment in waste incineration plants (WIPs) with grate firing. Another 241,700 ty<sup>-1</sup> is dealt with at MBPs and the remaining 163,200 ty<sup>-1</sup> go to MPs. LWP collected in yellow bins/bags (225,000 ty<sup>-1</sup>) are transferred to sorting stations. About 10 wt% of the input is passed via sieving to MPs; a third is recovered as unmixed plastics. The bulk leaving the sorting stations comprises the mixed plastic fraction (123,500 ty<sup>-1</sup>). These materials are conveyed to SRF plants, where SRF is produced for co-combustion in cement works. A total of 79,000 ty<sup>-1</sup> of unmixed plastics are available for material recycling. In preparation for material recycling, 4,000 ty<sup>-1</sup> of other plastics are separated, using float-swim technology. These materials exit the system. The rest of the plastics are shredded, extruded, and re-granulated.

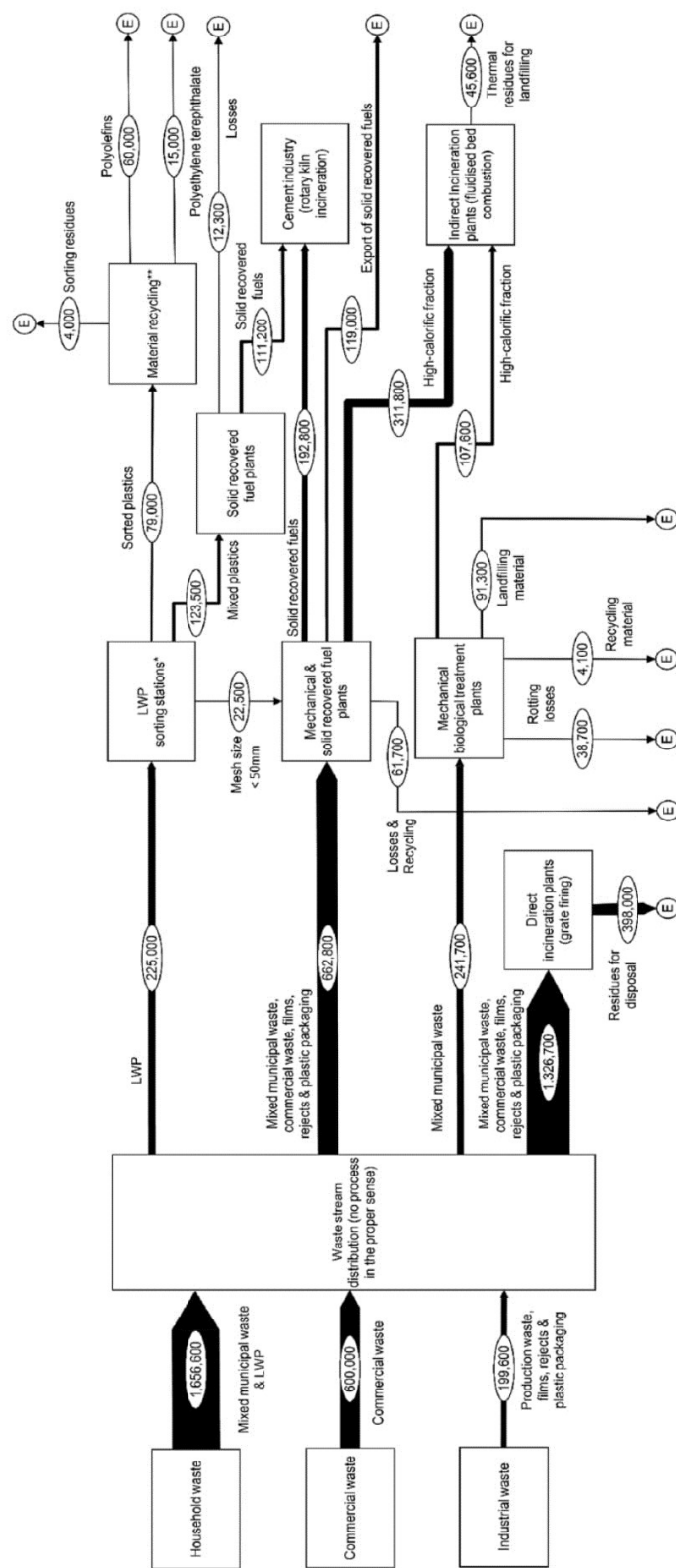
The waste allocated to the MBPs totals 241,700 ty<sup>-1</sup> and is composed of 107,600 ty<sup>-1</sup> of high-calorific fraction, 91,300 ty<sup>-1</sup> of landfill materials, 4,100 ty<sup>-1</sup> of recycling materials (mainly metals), and 38,700 ty<sup>-1</sup> of rotting loss. The high-calorific fraction is added to WIPs, whereas the other three streams exit the system under consideration.

Commercial, mixed municipal, and production wastes, amounting to 163,200 ty<sup>-1</sup> and treated at MPs, are supplemented by 22,500 ty<sup>-1</sup> of plastics resulting from sieving at LWP sorting stations. The total waste is composed of 61,700 ty<sup>-1</sup> of recycling materials and losses (the latter exiting the system), 311,800 ty<sup>-1</sup> of SRF for co-combustion, and 311,800 ty<sup>-1</sup> of high-calorific fraction for fluidised bed combustion. A total of 192,800 ty<sup>-1</sup> of SRF (out of a total 311,800 ty<sup>-1</sup>) are delivered for co-combustion in cement works; 119,000 ty<sup>-1</sup> are exported abroad because of the limited SRF demand of the Austrian cement industry (Mauschitz, 2016).

Figure 4 depicts the quantitative distribution of polyolefins. LWP sorting recovers about 60,000 ty<sup>-1</sup> of polyolefins for material recycling. The remaining 15,000 ty<sup>-1</sup> of unmixed plastics are mainly composed of Polyethylenerephthalat (PET). The mesh between the LWP sorting station and the MP/SRF plant retains 30 wt% of polyolefins. The remaining polyolefins are transferred to SRF plants, together with the mixed plastic fraction. Another 161,800 ty<sup>-1</sup> of polyolefins is used in MP/SRF plants to obtain SRF, a calorific-rich fraction that is exported. A smaller amount (19,100 ty<sup>-1</sup>) is processed in MBPs to be thermally utilised in co-combustion.

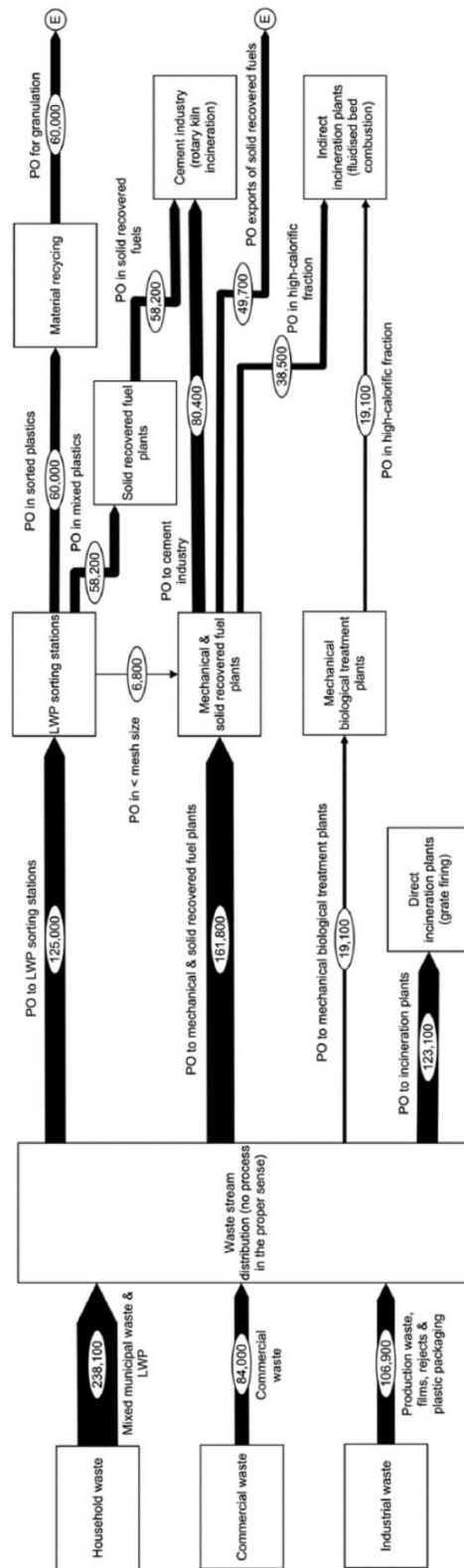
### *Contaminant loads of the process wastewater*

Preliminary findings reveal an increased BOD5/COD ratio (biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand) in all waste streams. Some wastewater samples reach a BOD5/COD ratio of up to 1/26 (values range between BOD5 11–150 mg L<sup>-1</sup> – milligram per litre – and COD 104–1180 mg L<sup>-1</sup>). A ratio of up to 2 indicates well-biodegradable wastewater. On the other hand, the higher the ratio, the worse the degradability will turn out to be (DWA, 2003; Koppe and Stozek, 1999). Moreover, in some

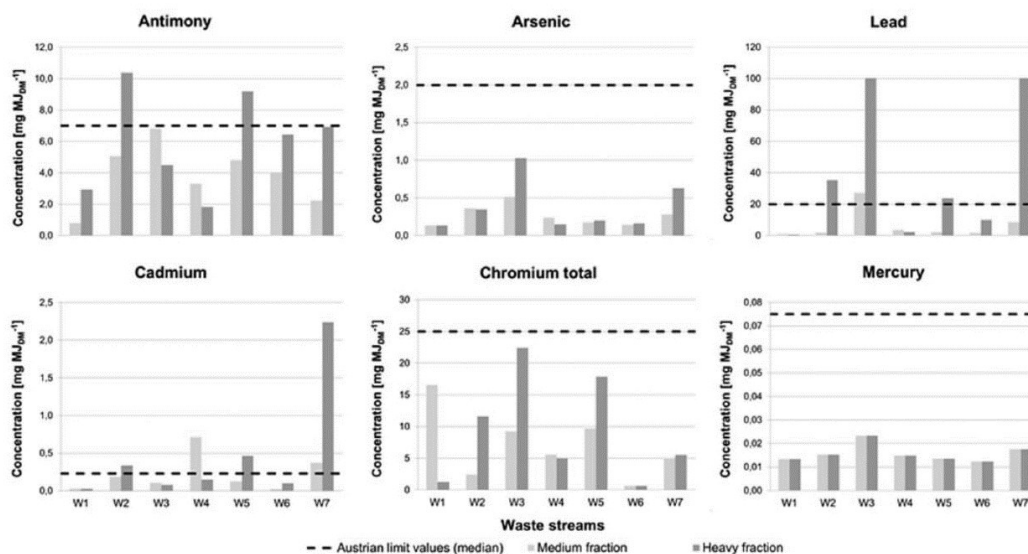


**Figure 3.** Status quo of the Austrian waste management (2015) – collection, sorting, and recycling of polyolefin-rich waste streams (t<sub>y</sub><sup>-1</sup>).  
 \*Process chain in the LWP sorting station: Bag opener, linear or circular motion screen, hyperspectral imaging, magnetic and eddy current separator, manual post sorting.  
 \*\*Process chain of material recycling of polyolefin: Washing and drying of the sorted material; in the final stage, fusing it together and turning it into granules through an extruder. Material recycling of polyethyleneterephthalat (PET): washing and melting of the sorted material; filtration of the melt and subsequent granulation.  
 LWP: lightweight packaging; E: end of process.





**Figure 4.** Status quo of the Austrian waste management [2015] – material-specific collection, sorting, and recycling of waste streams (polyolefins) (ty<sup>-1</sup>). LWP: lightweight packaging; PO: polyolefins; E: end of process.



**Figure 5.** Comparison of contaminant concentrations in medium and heavy fractions, with the limit values (median value) stipulated under the Austrian Waste Incineration Ordinance, for solid recovered fuels used in cement works. W1, ... W7: polyolefin-rich waste streams;  $\text{mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ : milligram per megajoule of dry matter. Source limit values: BMLFUW (2010).

waste streams, the limit value for materials to be deposited is exceeded. What is more, one waste stream displays an increased concentration of organic halogen compounds ( $0.7 \text{ mg L}^{-1}$  AOX). According to the Austrian Wastewater Emission Ordinance (BMLFUW, 1996), the limit value for AOX is  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$ .

We are suggesting several measures that may help curtail COD and AOX concentrations, such as physico-chemical wastewater treatment installed downstream (e.g. adsorption, floatation, ion exchanger, wet oxidation, and filtration). In addition, a clarifying basin would also reduce the concentration of materials to be deposited.

### Contaminant concentrations, as specified by the Austrian Waste Incineration Ordinance

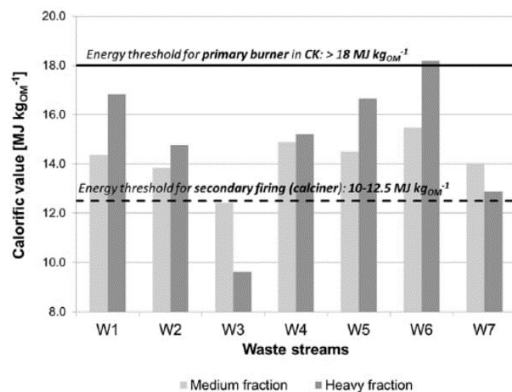
Unlike with direct thermal utilisation, federal law regulates the emission input limit values for co-combustion (see Annex 8, Waste Incineration Ordinance; BMLFUW, 2010). As illustrated in Figure 5, the limit values for arsenic, chromium<sub>total</sub>, and mercury are never exceeded in none of the waste streams (W1–W7). Regarding the limit value for antimony, however, waste streams W2 and W5 ( $10.37 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$  and  $9.19 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ , respectively) display exceedances in HF that are striking. Furthermore, the contaminant concentrations in the MF of W3 ( $6.82 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ) and in HF of W7 ( $6.92 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ) are only slightly less than the legal limits. The increased contaminant concentration and the exceedance of limit values may result from high concentrations of polyvinyl chloride (PVC) and PET because antimony is used as stabiliser in the production of PVC and as a catalyst in the production of PET. In addition, the printing ink binder (W2) may be responsible of the increased concentration.

Heavy metal, lead, exceeds the limit values in W2 ( $35.37 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ), W3 (MF:  $27.1 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ; HF  $100 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ), W5 ( $23.78 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ), and W7 ( $100 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ), which may be attributed to the PVC rate. Like antimony, lead is used as a stabiliser in the production of PVC. Regarding W2, the exceedance is likely to result from the printing ink binder rather than from the PVC particles.

The higher cadmium concentration in waste streams W5 ( $0.46 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ) and W7 ( $2.24 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ) may be caused by the increased use as stabiliser for PVC. Once again, the printing ink binder may explain the high cadmium value of W2 ( $0.34 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ). The considerable amount of cadmium in W4 ( $0.71 \text{ mg MJ}_{\text{DM}}^{-1}$ ) may be ascribed to the polystyrene rate, as this material floats and cannot be transferred to the heavy fraction by the separator.

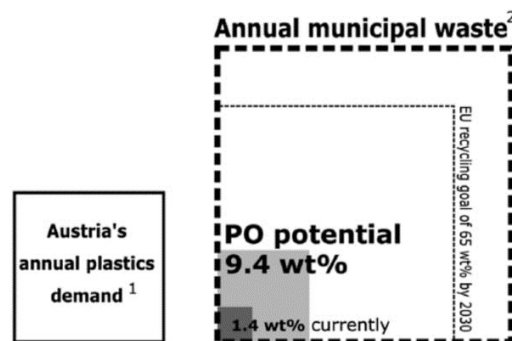
### Utilisation potential of the output fractions

The thermal utilisation of MF and HF as SRF in co-combustion plants requires compliance with the legal limit values of contaminant concentrations and with specifications for co-combustion plants (e.g. ash content, sulphur content, calorific value, chlorine content, and particle size). One of the most relevant specifications for plant operators refers to the sufficient energy threshold or calorific value of the SRF. For example, co-combustion in the secondary incineration at cement works (fuel for rotary kiln incinerators as calciner fuel) requires calorific values ranging from  $10$  to  $12.5 \text{ MJ kg}_{(\text{OM})}^{-1}$  (megajoule per kilogram of the original material). Even higher energy thresholds, that is at least  $18 \text{ MJ kg}_{(\text{OM})}^{-1}$ , are necessary for primary burners (Deditz et al., 2014; Sarc and Lorber, 2013; Sarc et al., 2014). The experiments conducted at our pilot plant have shown that even after



**Figure 6.** Thermal utilisation potential of the waste streams after dewatering, based on the respective energy thresholds of heavy and medium fractions.

CK: cement kiln; W1, ... W7: polyolefin-rich waste streams; MJ kg<sub>(OM)</sub><sup>-1</sup>: megajoule per kilogram of the original material.



**Figure 7.** Theoretical contribution of the polyolefin wastes to the 2030 EU recycling target – municipal waste from households and similar facilities in Austria.

<sup>1</sup>Composition: 0.5 m t y<sup>-1</sup> of polyolefins and 0.6 m t y<sup>-1</sup> of other plastics (PlasticsEurope, 2015a).

<sup>2</sup>A total of 4.2 m t y<sup>-1</sup> of municipal waste from households and similar facilities in 2014 (BMLFUW, 2015).

PO: polyolefin.

dewatering in the linear vibrating screen, only few HFs can be directly used as SRF for secondary incineration as the water content is still too high. However, the remaining HF and MF might be used in fluidised bed combustion. Industries should bear in mind that additional costs for the thermal utilisation of SRF in secondary incineration are lower than those for fluidised bed combustion. From an economic point of view, further conditioning of the output fractions should therefore be performed, for instance, by downstream dewatering. Based on dewatering experiments, we may assume a minimal water content of 10 wt% for HFs and of 35 wt% for MFs (Bauer, 2014). As illustrated in Figure 6, the results demonstrate that additional dewatering raises the calorific value of almost all waste streams by more than 3 MJ kg<sub>(OM)</sub><sup>-1</sup>. The extreme increase in energy in W2 and W3 is especially noticeable, which may be ascribed to high cellulose and textile contents. These materials can absorb a lot more water, which leads to a higher water content.

All in all, we may assume that after additional dewatering, HFs and MFs can be employed as SRF in the cement industry. However, other specifications (e.g. chlorine content, grain size) still need to be evaluated. Furthermore, providing better drainage of the waste streams will reduce transport masses, thus saving costs and CO<sub>2</sub> emissions (in terms of fuel saving).

## Conclusion

Our analyses have provided sufficient evidence that, despite a well-functioning waste sorting system, the Austrian waste management still neglects to utilise a large recycling potential of plastics. In particular, the high-quality and recyclable polyolefins amount to a theoretical annual potential of 429,000 t y<sup>-1</sup> (excluding 60,000 t y<sup>-1</sup> of polyolefins already recycled). Most of them are currently being treated as medium and high-calorific solid recovered fuels (i.e. 86 wt%) in dry mechanical and mechanical biological waste treatment plants and, therefore, are lost for recycling. For that reason, the pilot plant, ‘Plastic Reborn’, may contribute to the improvement of the infrastructure for dry waste management. Besides the enhanced cleaning effect, wet mechanical density separation should be favoured against dry separation treatment because of increased selectivity and superior separation efficiency. Moreover, the experiments using wet mechanical separation treatment have revealed that more than 90 wt% of the polyolefins included in the waste streams are transferred as polyolefin-rich pre-concentrate to the light material fractions (Bauer et al., 2017). These additional amounts of recyclable plastics (recovered from the waste streams of LWP collection and mixed municipal waste, including commercial and production wastes) may be considered a genuine contribution to the recycling targets proposed by the EU Commission. As part of the EU guidelines on circular economy strategies (EC, 2015a), recycling rates for municipal waste and plastic packaging have been negotiated since 2014 (see Introduction). Considering the current redrafts (EC, 2017a, 2017b), recycling rates may be expected to rise. Accordingly, other recyclable waste streams need to be redirected from disposal and incineration into recycling in order to meet the higher recycling targets.

The quantities recovered from ‘Plastic Reborn’ and the subsequent feedstock recycling theoretically have a recycling potential of 9.4 wt%, referring to the annual municipal waste arising from households and similar facilities (separately collected fractions included) (see Figure 7; the size of the area is proportional to the annual amount of waste or the demand). Compared with the current contribution of the plastics recycling sector (1.4 wt%), this would be an increase by 8 wt%. (Calculations are based on the output quantities of the sorting stations.)

Moreover, the separation experiments have demonstrated that the output fractions (medium and heavy fractions) may be used as solid recovered fuels in rotary kiln incinerators and calciners. These residual fractions intended for energetic recovery do not exceed the input limit values for co-combustion plants, as stipulated by law.

Wet mechanical waste treatment would be highly suitable for European countries where the national waste management infrastructure is not sufficient and may help fulfil the ambitious

EU recycling targets. On the other hand, this technology may trigger ecological benefits in countries where waste collection and recycling systems have already been established.

### Acknowledgements

We, the authors, are very grateful to the Austrian Research Promotion Agency (FFG), who gave us quick and uncomplicated access to research funding, and to our industrial cooperation partners. We also thank our colleagues for their valuable support.

### Declaration of conflicting interests

The authors declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship, and/or publication of this article.

### Funding

The authors received no financial support for the research, authorship, and/or publication of this article.

### References

- A\*Vard D and Allan P (2014) 2013–14 *National Plastics Recycling Survey, Final Report*. Available at: [http://www.packagingcovenant.org.au/data/Publications/R03-03-A11013\\_NPRS\\_2013-14\\_Report.pdf](http://www.packagingcovenant.org.au/data/Publications/R03-03-A11013_NPRS_2013-14_Report.pdf) (accessed 7 March 2017).
- Aldrian A, Wellacher M and Pomberger R (2015) Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* (95)15: 1502–1522.
- ASI (ed.) (2005) ÖNORM S2100 – Abfallverzeichnis [Austrian List of Wastes]. Vienna, Austria: ASI.
- ASI (ed.) (2011) ÖNORM S2127 *Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen* [Basic characterisation of waste heaps or solid waste from containers and transport vehicles]. Vienna, Austria: ASI.
- Bauer M (2014) *Mechanical Processing of Post-Consumer Plastics for Chemical Recycling*. Unpublished PhD Thesis, Montanuniversität Leoben, Austria.
- Bauer M, Lehner M, Schwabl D, et al. (2017) Bestandsaufnahme und mögliche Perspektiven der mass-mechanischen Aufbereitung von Altkunststoffen für das rohstoffliche Recycling [Inventory and potential prospects for the wet-mechanical treatment of waste plastics for feedstock recycling]. *ÖWAV Fachzeitschrift* 11–12/2017 – (Industrielles Recycling, pp.1–14. DOI: 10.1007/s00506-017-0420-1.
- BMLFUW (1996) (ed.) *BGBl. Nr. 186/1996 Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässern und öffentliche Kanalisationen (Abwasseremissionsverordnung – AAEV)* [Ordinance on Waste Water Emissions]. Vienna, Austria.
- BMLFUW (ed.) (2010) *BGBl. II Nr. 476/2010 Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung – AVV)* [Ordinance on Waste Incineration]. Vienna, Austria.
- BMLFUW (ed.) (2015) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich, Statusbericht 2015* [Status Report on Waste Management in Austria]. Vienna, Austria.
- Cencic O and Rechberger H (2008) Material Flow Analysis with Software STAN. *Journal of Environmental Engineering and Management* 18: 3–7.
- Deditz J, Pintel M and Pomberger R (2014) Concepts for processing solid recovered fuels of different waste origins for waste-to-energy plants. In: Thomé-Kozmiensky K and Thiel S (eds) *Waste Management*, vol. 4, Waste-to-Energy. Nietwerder: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, pp.455–470.
- DWA (2003) Arbeitsblatt ATW-DVWK-A 198- Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen [Standardisation and Derivation of Dimensioning Values for Wastewater Facilities]. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Henny, Germany.
- EC (ed.) (2000) *Commission Decision on the European List of Waste replacing Decision 94/3/EC establishing a list of wastes pursuant to Article 1(a) of Council Directive 75/442/EEC on waste and Council Decision 94/904/EC establishing a list of hazardous waste pursuant to Article 1(4) of Council Directive 91/689/EEC on hazardous waste*. Brussels: European Commission.
- EC (ed.) (2015a) *Closing the loop: Commission adopts ambitious new Circular Economy Package to boost competitiveness, create jobs and generate sustainable growth*. Brussels: European Commission.
- EC (ed.) (2015b) *Proposal for the Directive 94/62/EC of the European Parliament and of the Council 5 December 2015 on packaging and packaging waste*. Brussels: European Commission.
- EC (ed.) (2015c) *Proposal for the Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council 5 December 2015 on waste*. Brussels: European Commission.
- EC (ed.) (2017a) *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste - Outcome of the European Parliament's first reading (Strasbourg, 13 to 16 March 2017)*. Brussels: European Commission.
- EC (ed.) (2017b) *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2008/98/EC on waste - Outcome of the European Parliament's first reading (Strasbourg, 13 to 16 March 2017)*. Brussels: European Commission.
- EPA (ed.) (2016) *Advancing Sustainable Materials Management - Assessing Trends in Material Generation, Recycling, Composting, Combustion with Energy Recovery and Landfilling in the United States*. Available at: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/2014\\_smmfactsheet\\_508.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/2014_smmfactsheet_508.pdf) (accessed 3 March 2017).
- Koppe P and Stozek A (1999) *Kommunales Abwasser: seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme* [Municipal wastewater: ingredients by origin, composition and reactions in the purification process, including sewage sludge], 4. Aufl. Vulkan-Verl, Essen, Germany.
- Kranzinger L, Pomberger R, Schwabl D, et al. (2016) Quo vadis Kunststoffrecycling – Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft [Quo vadis plastics recycling – Survey on polyolefin plastics in the Austrian waste management]. In: Pomberger R, et al. (Hrsg.) *RecyDepoTech 2016*. Tagungsband, Leoben, 8–11 November. Lavantall, Österreich: Christian Theiss GmbH, pp.583–588.
- Kranzinger L, Pomberger R and Steiner B (2017) Erhebung des Polyolefinpotentials im österreichischen Restmüll [Survey on the polyolefin potential in the Austrian residual waste]. *Wissenschaftskongress: Abfall- und Ressourcenwirtschaft*. 1. Aufl., Bd. 7, pp.219–223.
- Mauschitz G (2016) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Berichtsjahr 2015* [Emissions from plants of the Austrian cement industry – Report year 2015]. Vienna, Austria: Institut für Verfahrenstechnik, Umweltechnik und Technische Biowissenschaften. Technische Universität Wien.
- PlasticsEurope (ed.) (2015a) *Plastics – The Facts 2015. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels, Belgium: Plastics Europe. Available at: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2015.aspx> (accessed 12 November 2016).
- PlasticsEurope (ed.) (2015b) *Post-Consumer Plastic Waste Management in European Countries 2014 – Final Report*. Brussels, Belgium: Plastics Europe.
- PlasticsEurope (ed.) (2016) *Plastics – The Facts 2016. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels, Belgium: Plastics Europe. Available at: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics—the-facts-2016-15787.aspx> (accessed 12 November 2016).
- Plastics Insights (ed.) (2017) *Global Consumption of Plastic Materials by Region (1980–2015)*. Available at: <https://www.plasticsinsight.com/global-consumption-plastic-materials-region-1980-2015/> (accessed 10 July 2017).
- PWMI (ed.) (2016) *An Introduction to Plastic Recycling*. Available at: [http://www.pwmi.or.jp/ei/plastic\\_recycling\\_2016.pdf](http://www.pwmi.or.jp/ei/plastic_recycling_2016.pdf) (accessed 8 July 2017).
- PWMI (ed.) (2017) *Plastic Products, Plastic Waste and Resource Recovery – Background information and notes on the publication of the Flowchart of Plastic Products, Plastic Waste and Resource Recovery [2015]*. *PWMI Newsletter* no. 46/4. Available at: [http://www.pwmi.or.jp/ei/siryo/ei\\_pdf/ei46.pdf](http://www.pwmi.or.jp/ei/siryo/ei_pdf/ei46.pdf) (accessed 8 July 2017).
- Sarc R and Lorber KE (2013) Production, quality and quality assurance of refuse derived fuels (RDFs). *Waste Management & Research* 33: 1825–1834.
- Sarc R, Lorber KE, Pomberger R, et al. (2014) Design, quality and quality assurance of solid recovered fuels (SRF) for the substitution of fossil feedstock in the cement industry. *Waste Management & Research* 32: 565–585.

Ergänzend zu Veröffentlichung 3 (V3) werden in Tabelle 6 die gesamten Abfallströme und Polyolefingehalte angeführt, um die Zahlen in Fig. 3 und Fig. 4 der V3 zu erläutern.

Tabelle 6: Aufstellung der Polyolefingehalte der Primär- und Sekundärabfälle nach der Vorbehandlung in den unterschiedlichen Abfallbehandlungsanlagen.

		[t/a]	PO-Gehalt [M- %]	[t PO/a]
Gesamtabfall		2.456.200	17	429.000
<b>Aufteilung der Ströme</b>				
Gesamtabfall zur MVA		1.326.700	9	123.100
Gesamtabfall zur MBA		241.700	8	19.100
Gesamtabfall zur MA/EBS		662.800	24	161.800
Gesamtabfall zur LVP-Sortierung		225.000	56	125.000
<b>LVP-Sortierung</b>				
<i>Input</i>	LVP	225.000	56	125.000
<i>Output</i>	sortenreine Kunststoffe	79.000	76	60.000
	Mischkunststofffraktion	123.500	47	58.200
	Siebdurchgang	22.500	30	6.800
<b>Werkstoffliches Recycling</b>				
<i>Input</i>	sortenreine Kunststoffe	79.000	76	60.000
<i>Output</i>	PO	60.000	100	60.000
	PET	15.000	0	0
	Sortierreste	4.000	0	0
<b>EBS-Aufbereitung</b>				
<i>Input</i>	Mischkunststofffraktion	123.500	47	58.200
<i>Output</i>	Verluste	12.300	0	0
	EBS aus EBS-Aufbereitung	111.200	52	58.200
<b>MA/EBS</b>				
<i>Input</i>	Gesamtabfall zur MA/EBS	662.800	24	161.800
	Siebdurchgang	22.500	30	6.800
<i>Output</i>	EBS aus MA/EBS	192.800	42	80.400
	EBS aus MA/EBS zum Export	119.000	42	49.700
	heizwertreiche Fraktion aus MA/EBS	311.800	12	38.500
	Verluste und Recycling	61.700	0	0
<b>MBA</b>				
<i>Input</i>	Gemischter Siedlungsabfall zur MBA	241.700	8	19.100
<i>Output</i>	Rotteverlust	38.700	0	0
	Recycling	4.100	0	0
	Deponiematerial	91.300	0	0
	heizwertreiche Fraktion aus MBA	107.600	18	19.100
<b>MVA</b>				
<i>Input</i>	Gesamtabfall zur MVA	1.326.700	9	123.100
<i>Output</i>	Rückstände zur Deponierung aus MVA	398.000	0	0

<b>Mitverbrennung Zementwerk</b>				
<i>Input</i>	EBS aus EBS-Aufbereitung	111.200	52	58.200
	EBS aus MA/EBS	192.800	42	80.400
<b>Mitverbrennung Wirbelschicht</b>				
<i>Input</i>	heizwertreiche Fraktion aus MA/EBS	311.800	12	38.500
	heizwertreiche Fraktion aus MBA	107.600	18	19.100
<i>Output</i>	Rückstände zur Deponierung aus WS	45.600	0	0

Quelle: Modifiziert nach (Schwarz et al. 2018).

EBS: Ersatzbrennstoff; LVP: Leichtverpackung der getrennten Kunststoffsammlung;  
 LVP-Sortierung: Leichtverpackungssortieranlagen; MA: Mechanische  
 Abfallvorbehandlungsanlagen; MA/EBS: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit  
 Ersatzbrennstoffherstellung; MBA: Mechanisch-biologische Anlagen; MVA: direkte  
 Müllverbrennungsanlagen; PET: Polyethylenterephthalat; PO: Polyolefine;  
 WS: Wirbelschichtfeuerung.

## **6 Lösungsansatz II: Anpassung der getrennten Sammlung – Erfassung von stoffgleichen Nichtverpackungen**

Durch die konsequente Inkludierung der Altkunststoffe in die getrennte Sammlung, ob gewerblich oder privat, können sortenreine und gering oberflächenverunreinigte Altkunststoffe gesammelt werden. Derzeit leistet die getrennte Sammlung einen wichtigen Beitrag dazu, hohe Qualitäten und Sammelmengen an recyclingfähigen Kunststoffen dem Recycling zur Verfügung zu stellen. Wie bereits in Kapitel 4 beschrieben, werden mit diesem Sammelsystem allerdings nur Verpackungskunststoffe berücksichtigt. Rund die Hälfte der recyclingfähigen Polyolefine (siehe V3, Abschnitt 5.1) ist im Restmüll enthalten und ist dementsprechend stark verschmutzt (z.B. durch den Anteil der organischen Stoffe im Abfallgemisch), sodass ein werkstoffliches Recycling unmöglich ist. Schließlich sollte es das Ziel des getrennten Sammelsystems sein, alle recyclingfähigen Kunststoffe einzuschließen, sodass eine größtmögliche Menge an Kunststoffen dem Recycling zugeführt wird. In einigen Gebieten Deutschlands bestehen bereits sogenannte Wertstofffassungssysteme, in welchen neben Leichtverpackungen auch stoffgleiche Nichtverpackungen gesammelt werden (BSR 2010). Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die Wertstoffsammelsysteme meist nicht auf Kunststoffleichtverpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen aus Kunststoff beschränkt sind, denn gleichzeitig enthält derselbe Sammelbehälter auch noch Metalle, Holz oder Elektroaltgeräte.

In diesem Kapitel soll Veröffentlichung 4 (V4) demonstrieren, wie durch die Erweiterung der getrennten Kunststoffverpackungssammlung die Menge an recyclingfähigen Kunststoffen gesteigert und somit ein Beitrag zur Verbesserung der Kunststoffrecyclingquote geleistet werden kann. Die Studie basiert auf einer modellhaften Darstellung der ökologischen, sozialen und ökonomischen Einflüsse, die durch die Umstellung des aktuellen getrennten Sammelsystems auf die Gesamtkunststofftonne (GKT) zum Tragen kommen. Dabei soll die GKT zur Sammlung von Kunststoffverpackungen und Verbundverpackungen aus Kunststoff eingesetzt werden. Zusätzlich zu diesen beiden Fraktionen sollen stoffgleiche Nichtverpackungen mitgesammelt werden. Die Studie durchleuchtet die abfallwirtschaftlichen Teilprozesse der Sammlung, Sortierung, Verwertung und des Transports. Der Ansatz unterscheidet sich von den bisherigen Wertstoffsammelsystemen dadurch, dass dieser Sammelbehälter ausschließlich Kunststoffe und keine weiteren Altstoffe erfasst.

Für die Bewertung dieses Konzepts wurden die Mengenverschiebungen (Kunststofftransfer vom Restmüll in die GKT) sowie ökonomische und umweltrelevante Auswirkungen untersucht. Die Mengenverschiebungen beziehen sich auf den Mehrbedarf an Volumen (in der GKT) bzw. den Minderbedarf (im Restmüll) nach der Systemumstellung. Damit konnte der Zuwachs an

---

Sekundärrohstoffen durch die Verwendung GKT abgeschätzt werden. Schwerpunkt der ökonomischen Bewertung lag auf den Veränderungen der abfallwirtschaftlichen Kostenstruktur, also auf der Berücksichtigung von Einsparungen bzw. Zusatzkosten bei der Sammlung, Sortierung und Verwertung. Die ökologischen Auswirkungen wurden durch die Bilanzierung der CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Emissionen von Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) bestimmt (LNÖ 2015).



**Veröffentlichung 4 (V4):**

**Case study: Is the ‘catch-all-plastics bin’ useful in unlocking the hidden resource potential in the residual waste collection system?**

**Kranzinger, L.**, Schopf, K., Pomberger, R. & Punesch, E. (2017) Case study: Is the ‘catch-all-plastics bin’ useful in unlocking the hidden resource potential in the residual waste collection system? In: Waste Management & Research 35 (2). DOI: 10.1177/0734242X16682608. S. 155-162.

Eigenleistung des Dissertanten bei dieser Veröffentlichung:

Grundlage für das Modell der Gesamtkunststofftonne bildeten umfangreiche Recherchen, welche abfallwirtschaftliche Basisdaten aus Niederösterreich, Interviews mit Fachleuten, Fachliteratur und Datenbanken (EDM und ProBas©) umfassten. Aufbauend auf diesen Grundlagendaten, wurde gemeinsam mit der zweiten Co-Autorin ein Modell entwickelt, welches die ökonomischen und ökologischen Auswirkungen der Sammelsystemumstellung von der getrennten Sammlung zur Gesamtkunststofftonne aufzeigt. Das Konzept für die Arbeit wurde laufend mit dem drittgenannten Co-Autor und der viertgenannten Co-Autorin abgestimmt. Die Auswertung und Interpretation der Modell-Ergebnisse lag in der Verantwortung des Dissertanten. Dieser ist auch Verfasser der nachstehenden Publikation.

Anzumerken ist außerdem, dass die Ergebnisse dieser Arbeit dem Land Niederösterreich als Entscheidungsgrundlage für den Stakeholderdialog 2016 gedient haben und auch als Dokumentation für die Vorlage beim Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus verwendet wurden.

Das interne Review wurde von Univ.-Prof. DI Dr. mont. Roland Pomberger und DI Elisabeth Punesch durchgeführt. Das bei dem internationalen Fachjournal „Waste Management & Research“ eingereichte Manuskript wurde daraufhin einem externen Peer-Review-Verfahren unterzogen. Als Gutachter wurden vom Journal unabhängige und internationale Fachexperten zur detaillierten Prüfung und Bewertung herangezogen.

---

## Case study: Is the ‘catch-all-plastics bin’ useful in unlocking the hidden resource potential in the residual waste collection system?

Waste Management & Research  
2017, Vol. 35(2) 155–162  
© The Author(s) 2017  
Reprints and permissions:  
sagepub.co.uk/journalsPermissions.nav  
DOI: 10.1177/0734242X16682608  
journals.sagepub.com/home/wmr  


Lukas Kranzinger<sup>1</sup>, Kerstin Schopf<sup>2</sup>, Roland Pomberger<sup>1</sup>  
and Elisabeth Punesch<sup>3</sup>

### Abstract

Austria’s performance in the collection of separated waste is adequate. However, the residual waste still contains substantial amounts of recyclable materials – for example, plastics, paper and board, glass and composite packaging. Plastics (lightweight packaging and similar non-packaging materials) are detected at an average mass content of 13% in residual waste. Despite this huge potential, only 3% of the total amount of residual waste (1,687,000 t y<sup>-1</sup>) is recycled. This implies that most of the recyclable materials contained in the residual waste are destined for thermal recovery and are lost for recycling. This pilot project, commissioned by the Land of Lower Austria, applied a holistic approach, unique in Europe, to the Lower Austrian waste management system. It aims to transfer excess quantities of plastic packaging and non-packaging recyclables from the residual waste system to the separately collected waste system by introducing a so-called ‘catch-all-plastics bin’. A quantity flow model was constructed and the results showed a realistic increase in the amount of plastics collected of 33.9 wt%. This equals a calculated excess quantity of 19,638 t y<sup>-1</sup>. The increased plastics collection resulted in a positive impact on the climate footprint (CO<sub>2</sub> equivalent) in line with the targets of EU Directive 94/62/EG (Circular Economy Package) and its Amendments. The new collection system involves only moderate additional costs.

### Keywords

Catch-all-plastics bin, circular economy, residual waste collection, separate waste collection, plastic recycling, quantity flow model

### Introduction

The increasing volume of waste in the 1970s prompted the city of Vienna to launch the separate collection of glass, paper and plastics. This social and political process of rethinking formed the basis of the separate waste collection system as is generally practised in Austria today. It is the aim of this separate collection system to achieve quality improvement of the recyclable material. Waste collection strategies, such as kerbside and bring collection schemes, sack collection and local recycling centres have proved to be adequate concepts for recovering these recyclables. A total of 337,113 t of paper, 221,733 t of glass, 225,513 t of lightweight packaging (LWP) (plastics used for packaging) and 41,441 t of metals were separately collected in Austria in 2014 (ARA, 2015). Only 33% of the lightweight plastics packaging is currently recycled, however; the rest is used for direct or indirect thermal recovery (Reh, 2014).

In parallel with the separate waste collection, 1,687,000 t of residual waste are collected annually, which should consist of all those materials not included in the sorted waste collection (BMLFUW, 2015). However, despite a well-functioning performance of the separate waste collection, analysis of the residual waste composition demonstrates that it still includes a

considerable recyclable potential of glass, plastics, metals and paper. Lightweight packaging and non-packaging of similar material (this term refers to items that are made of plastics, but are not packaging, e.g. bath ducks and other toys) are detected at an average of 13 wt% in the residual waste. Contrary to this resource potential, only 3% (BMLFUW, 2015) of the total amount of residual waste is recycled, which implies that most of the recyclable materials are destined for thermal recovery. This recycling rate lags considerably behind the ambitious target set by Directive 94/62/EG (Circular Economy) and its

<sup>1</sup>Department of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet, Austria

<sup>2</sup>Department of Energy Network Technology, Montanuniversitaet, Austria

<sup>3</sup>Department of Environment and Energy, Land of Lower Austria, Austria

### Corresponding author:

Lukas Kranzinger, Department of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet, Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Austria.

Email: lukas.kranzinger@unileoben.ac.at

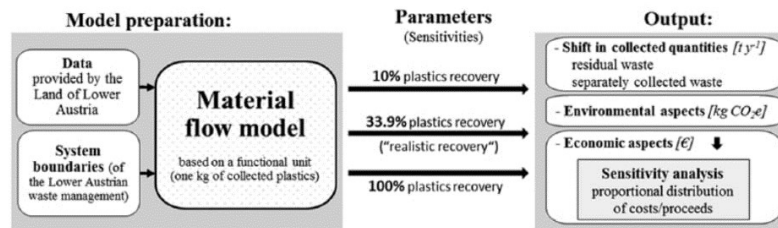


Figure 1. Illustration of the methodical set-up.

Amendments of a 60% recycling rate by 2025 and it means that Austria’s waste management system needs to be improved.

This pilot study demonstrates the technical feasibility of collecting excess quantities of LWP and non-packaging of similar material by introducing a novel idea, the so-called ‘catch-all-plastics bin’, to the Federal Land of Lower Austria to enhance separate waste collection (LNÖ, 2015). Similar collection schemes have been implemented in Germany since 1993, but no peer-reviewed articles on the results have been published. For instance, the yellow bin plus (Gelbe Tonneplus), the bin for recyclables (Wertstofftonne), the recycling bin (Rohstofftonne), the dry recyclables bin (Trockene Wertstofftonne), the yellow sack plus (Gelber Sackplus) and the Hamburg bin for recyclables (Hamburger Wertstofftonne) (ATUS, 2012; Bünemann et al., 2011) have been tested in research projects within similar frameworks. However, the joint collection of recyclable fractions (LWP, metals, paper, cardboard and cartons, small domestic appliances, textiles and batteries) has been favoured (ATUS, 2012; BSR, 2010; Bünemann et al., 2011). The results of various studies suggest that switching to a modified separate collection will increase the total volume of recyclables by between 1.7 and 15 kg per capita and year (Gosten, 2015; Gromadecki and Fruth, 2015; Löhle and Müller, 2015). The catch-all-plastics bin, in contrast, is used for collecting plastic packaging and non-packaging of similar material only. These figures are comparable with our result of an increase in recyclables.

Other concepts aim to increase the separation of plastics from residual waste through direct technical polymer pre-concentrate separation at mechanical biological treatment (MBT) plants. The yields are conveyed to the separate waste collection systems (Feil et al., 2016). As this method intends to separate plastic fractions after the waste collection process, it is not directly comparable with our study, which provides a realistic assessment of the further development of the separate waste collection system.

## Materials and methods

This study introduces a model based on a material flow analysis of the complex overall waste management system of Lower Austria (Assmann, 2008). It aims to assess the realistic balancing of the relevant material flows (collection and transport) and processes of separate collection (sorting and recovery). It also determines the environmental relevance and economic efficiency

triggered by the shift in quantity. As a result of balancing the status quo, the model was conducted on parameters with various sensitivities, which enabled us to make realistic environmental and economic predictions.

Figure 1 gives an overview of the following sections, which outline the functional unit, the system boundaries, the assumptions for the databases and the sensitivity analysis that highlights the costs and proceeds by ownership of the individual waste fractions collected.

### Functional unit

The functional unit of this study was 1 kg of plastics collected. The advantage of this functional unit is that it applies to all processes and flows.

### System boundaries

To perform exact balancing of the model, a system boundary was drawn along the waste management processes (sorting, refuse-derived fuel (SRF) production plants and treatment) and flows (collection and transport) of the Lower Austrian waste management. A simplified overview is shown in Figure 2. Calculations for the model relied on the environmental, economic and quantitatively relevant parameters of 2013 (LNÖ, 2014).

*System boundary of the separate waste collection.* As illustrated in Figure 2, the LWP waste is collected and then fed into the sorting station. Collection and sorting are economically and environmentally incorporated into the system boundary. In the sorting station, the plastic fractions by type (e.g. polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE) and polypropylene (PP)), iron and non-ferrous metals are separated for recycling. Concerning the treatment of the high-purity plastic fractions, it is assumed that the recyclables, compressed as bales, are accepted on-site by the recyclers, who then bear the further costs (e.g. the disposal of recycling residuals and transport). Thus, economically speaking, costs are incurred only for sorting and the proceeds from the sale of the recyclables are included. Credits, in form of reduced CO<sub>2</sub> equivalents, are generated through the recovery of secondary plastics that replace the primary raw material – for example, ethylene. Both the economic and environmental aspects of metals and their recycling have been neglected because this study focused on plastics.

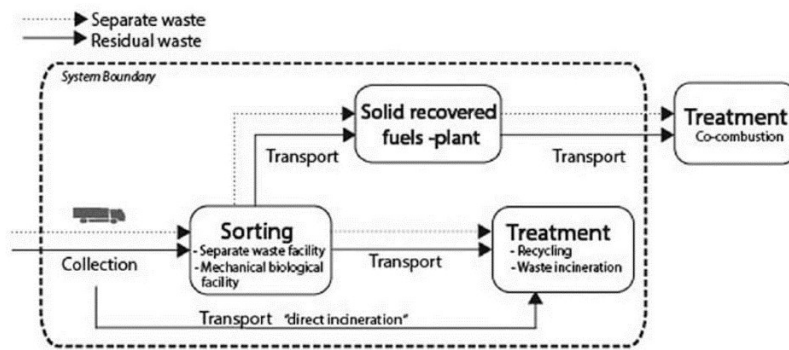


Figure 2. System boundaries of separate waste collection and residual waste collection.

Processing in SRF plants and industrial co-combustion takes place outside the system boundary because the economic and environmental aspects involved at this stage of treatment do not directly concern the waste management of Lower Austria. However, regarding the environmental system boundary, the credits accumulated for SRF utilization as a substitute for the primary fuel are included within the system boundary. The fine fraction, passing through the sieve and amounting to 4 wt%, is directly used at waste incineration plants; its environmental and economic effects are added to the system boundary. In terms of both the economy and the environment, the transport between the processes takes place within the system boundary.

*System boundary of residual waste collection.* Similar to the separate collection, balancing of the residual waste collection includes processes and flows. Most of the residual waste is directly incinerated. Part of that residual waste (36,199 t y<sup>-1</sup>) is processed in MBT plants. This waste preparation coincides with the sorting process in Figure 2. In these MBT plants, mixed plastic materials are sorted and delivered to SRF plants; they are environmentally and economically included in the overall balance, as in the case of the separate waste. The disposal of bottom ash or fluidized bed ash lies outside the system boundary.

*Data provided for the model*

In Lower Austria, six different systems are applied for the collection of plastic packaging materials. The design of the entire model of the catch-all-plastics bin is based on the separate assessment of each of them because the volume of the shift of recyclables from residual waste to the plastics bin fundamentally depends on the collection system. Waste amounts are based on the residual waste analysis of Lower Austria (LNÖ, 2011) and the composition of LWP (ARA, 2011).

The model calculations included a total of 26,658 t of LWP materials and 235,183 t of residual waste. At the municipal level, the bulk of the LWP waste is captured by the 910 collection system, which means that households are provided with bins or sacks for the bring or kerbside collection systems

Table 1. The six systems of separate waste collection in Lower Austria.

B910	LWP/bring system (bin or sack)
K910	LWP/kerbside system (bin or sack)
B914	Plastic bottles/bring system (bin)
K914	Plastic bottles/kerbside system (bin or sack)
K930	LWP and MP/kerbside system (bin or sack)
K934	Plastic bottles and MP/kerbside system (bin)

LWP: lightweight packaging; MP: metal packaging.

(Table 1). The collection systems 914 and 934 are also widely used for the collection of recyclables. Unlike the 910 system, the 914 system retrieves only plastic bottles, collected in bins or sacks through bring or kerbside collections, whereas 934 also includes metal packaging. As a result of the lack of data and little relevance to the general system, the 930 system was not considered in detail and its annual quantity of waste collected was added to the 910 system.

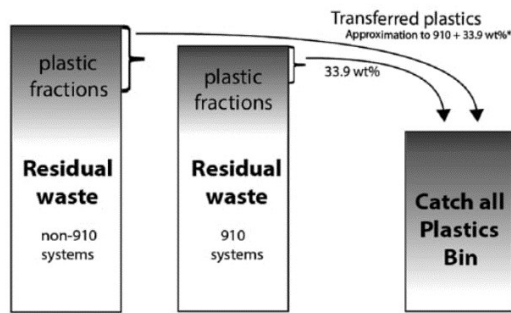
*Calculation of realistic quantity shifts of plastic fractions*

The realistic shift in quantity of recyclable plastics from the residual waste to the catch-all-plastics bin was determined by calculating the average gathering quota from the individual gathering quotas of the different types of collected plastic fractions as

$$\frac{1}{n} * \sum_{i=0}^n \frac{m_{LWP,i}}{m_{RP,i}} * 100 \tag{1}$$

In this formula, *n* is the total amount of secondary raw materials collected, *m*<sub>LWP,*i*</sub> is the mass of LWP separately collected annually in any of the six plastic packaging collection schemes (*i*, 1 ... 6) (in tonnes) and *m*<sub>RP,*i*</sub> is the resource potential of the LWP considering all the municipal waste. According to our calculations, the realistic shift in the quantity of plastics from the residual waste to the separate waste collection was 33.9 wt%.

This estimation, however, only applies to the 910 collection system because, with the introduction of the catch-all-plastics bin, Lower Austria plans to harmonize all six collection systems



**Figure 3.** Illustration of the total quantity shift of the plastic fractions from the residual waste to the catch-all-plastics bin consisting of all different collection systems.  
\* 33.9 wt% shift for non-910 systems relates to the remaining non-packaging plastic waste as well as to the plastic package waste.

(Table 1) with the 910 standards. As a result of this reorganization, we conclude that, first and foremost, the quantities (kg per capita and annum) collected by the 914, 930 and 934 systems will approximate the average 910 levels. This means that by adapting the non-910 collection systems, they will collect the same amount of plastics as the 910 average (21.9 kg per capita and annum). In addition to this shift in quantity due to reorganization, a realistic excess quantity of 33.9 wt% of the remaining plastics in the residual waste may be included in the total amount of quantity shift (Figure 3).

To quantify the changes in the waste management resulting from the shift in systems, calculations of the realistic quantity shift were compared with two other parameter sensitivities. In the first sensitivity assuming a maximum recovery of waste, all plastic materials contained in the residual waste are transferred to the catch-all-plastics bin. To facilitate comparison, we used a second sensitivity estimating a minimum recovery of just 10%. The portion of waste incorrectly sorted in the LWP collection is 13 wt% (ARA, 2011) and we estimate that it will remain at the same level after the implementation of the catch-all-plastics bin (Bünemann et al., 2011).

### Economic aspects

The large volume and low weight of LWP increases the transport costs, estimated at about €273 t<sup>-1</sup> (Reh et al., 2014), in contrast to about €135 t<sup>-1</sup> for residual waste. The total cost of sorting LWP is €78 t<sup>-1</sup> (Reh et al., 2014); the same expenses are assumed for the operating and staff costs of SRF treatment. The bulk of residual waste undergoes thermal treatment and these costs total an average of €140 t<sup>-1</sup> (Niederösterreichische Verbände, personal communication, 10 February 2015). An annual quantity of 36 100 t is processed in MBT plants; costs are on average €140 t<sup>-1</sup> (Rechnungshof, 2014).

The proceeds resulting from sorting mixed LWP fractions ranges between €150 and €280 t<sup>-1</sup> (high-density polyethylene (HDPE)–PP–PET, HDPE–PP mix, HDPE mouldings, PS–PP, low-density polyethylene, PET). Costs arise only from poor-quality mixed plastics and sorting residues (€50–80 t<sup>-1</sup>) (personal communication, 6 January 2015). The cost of

**Table 2.** Economic scenarios based on the 'realistic model'.

Scenario	Main waste management operator	Costs and proceeds from collected waste fractions	
		Association	Collection and recovery system
1	Association	NPWSM + Mic	LWP
2	Collection and recovery system	NPWSM	LWP + Mic

LWP: light weight packaging; Mic: materials incorrectly sorted; NPWSM: non-packaging waste of similar material.

transport is based on the 2014 average diesel price of €1.3 l<sup>-1</sup> (BMFW, 2014).

### Sensitivity analysis of costs and proceeds by ownership of the waste fractions in the separate waste collection

The costs of waste management (collection, sorting and treatment) of the LWP fractions are currently paid by the collection and recovery systems (CRSs) (e.g. ARA or Bonus) and not by the waste management association or municipal firms. These CRSs organize and finance the waste management of packaging waste with the revenues from licence fees received from businesses that are subject to the Austrian packaging ordinance. To shed light on these economic conditions, two different scenarios were developed (Table 2).

Considering Scenario 1, we assume that the CRSs bear the costs of waste management of the LWP. However, the associations are responsible for non-packaging waste of similar material (NPWSM) and materials incorrectly sorted (Mic). Accordingly, the CRSs are the beneficiaries of the proceeds resulting from LWP, whereas the proceeds earned from NPWSM remain with the associations. By contrast, Scenario 2 assigns the costs of waste management resulting from materials incorrectly sorted to the CRSs. The associations are only responsible for the costs of waste management of the NPWSM and the CRSs may acquire the proceeds from the LWP. The associations earn the proceeds from the NPWSM.

### Environmental aspects

The impact category of global warming potential was employed to assess the potential environmental impacts, which are expressed in CO<sub>2</sub> equivalent (CO<sub>2</sub>e) emissions and reveal emission savings or increased emissions (Klöpffer and Grahl, 2009). The vehicles used for waste collection have a fuel consumption of 17.60 l t<sup>-1</sup> (Reh et al., 2014). The emissions resulting from the collection of lightweight plastics and residual waste were calculated by applying a conversion factor of 3.12 kg CO<sub>2</sub>e l<sup>-1</sup> (Köhn, 2013).

The energy consumption of sorting lightweight plastics and the SRF treatment amounts to 55 kWh t<sup>-1</sup> throughput (Frischenschlager et al., 2010); the annual global warming potential is calculated with a conversion factor of 11.59 kg CO<sub>2</sub>e t<sup>-1</sup> (Neubauer and Öhlinger, 2006) for both treatments. The SRF



**Table 3.** Additional volume of lightweight packaging per collection system.

Collection system	LWP bR (t y <sup>-1</sup> )	LWP aR		Additional volume (t y <sup>-1</sup> )	Additional quantity (kg c <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> )
		(t y <sup>-1</sup> )	(t y <sup>-1</sup> )		
910	17,721	23,418	5698	189,919,340	7.0
914	2754	10,003	7249	241,639,134	20.7
930	656	2202	1546	51,532,117	18.1
934	4434	8440	4005	133,514,828	13.6
910*	1093	2234	1140	38,007,181	14.2
Total	26,658	46,296	19,638	654,612,601	12.1

\*Estimation for non-association municipalities (no exact data available).  
c<sup>-1</sup>: per capita; aR: after reorganization; bR: before reorganization; LWP: light weight packaging.  
Source: LNÖ (2013).

treatment earns credits of 717.97 kg CO<sub>2</sub>e t<sup>-1</sup> compared with the production, treatment and distribution of the primary energy source (natural gas) (Köhn, 2013).

Treatment of residual waste in an MBT plant requires 10 kWh t<sup>-1</sup> of electrical energy and 8 kWh t<sup>-1</sup> of thermal energy (Hoffmann et al. 2011). On the basis of the Austrian energy mix, the conversion factor for electrical energy is 2.11 kg CO<sub>2</sub>e t<sup>-1</sup> (Neubauer and Öhlinger, 2006). As secondary plastic materials are re-used in industrial processes, they may serve as substitutes of ethylene and 2 kg CO<sub>2</sub>e t<sup>-1</sup> (Köhn, 2013) are booked as credits.

## Results and discussion

### Additional collection volumes of lightweight plastic packaging

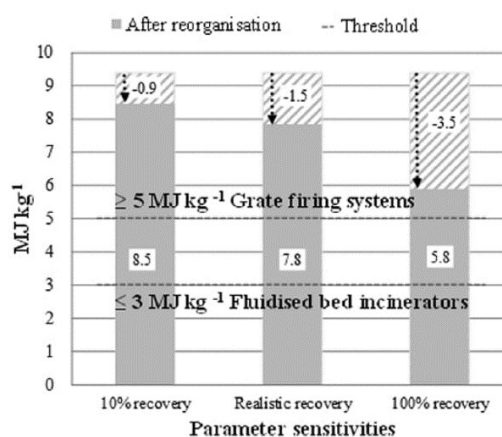
The additional volume required for the collection of LWP materials totals around 650 m l y<sup>-1</sup>. Based on a 2013 population of 1,618,592 in Lower Austria, this amounts to an average of 404 l or 12.1 kg capita<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> (Table 3). The change from the 914 collection system to the catch-all-plastics bin, for example, will create a quadruple increase in quantity, totalling around 7200 t y<sup>-1</sup> for the realistic model. In total, the collection of LWP and NPWSM will increase by around 20,000 t y<sup>-1</sup>.

### Decreasing amounts of residual waste

We expect that the volume of residual waste will decrease by around 150×10<sup>6</sup> l a<sup>-1</sup>; in other words, Lower Austria could save 1.9×10<sup>6</sup> 80-litre residual waste bins annually, although the reduction in the volume of the residual waste collection cannot be directly equated with a reduction in the number of bins because most detached houses only have one collection bin, which cannot be completely removed. At best, bins may be downsized, although this is hardly ever the case.

### Impacts of the composition of residual waste on the net calorific value

To achieve autonomous, self-supporting combustion without adding external fuel, a net calorific value ≥3 MJ kg<sup>-1</sup> is theoretically necessary (e.g. for fluidized bed incinerators). Grate firing systems require a net calorific value ≥5 MJ kg<sup>-1</sup> (Lorber and Sarc, 2014). As Figure 4 shows, the new



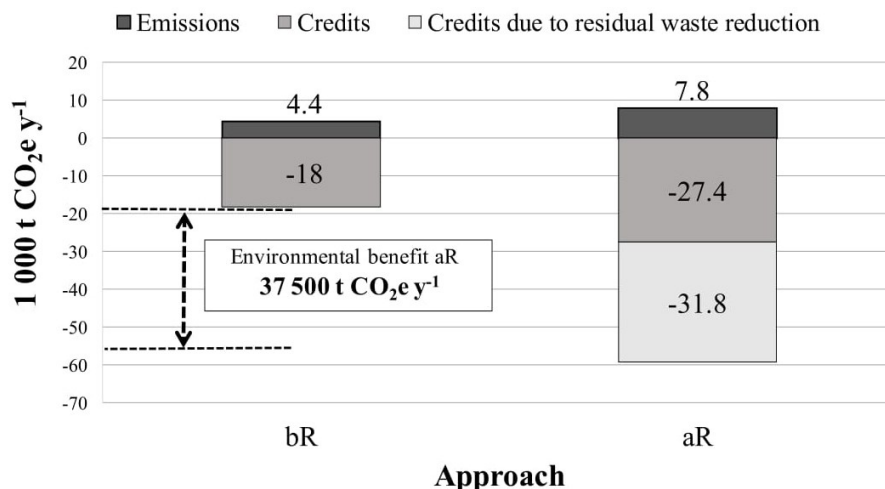
**Figure 4.** Impacts on the energy budget of the residual waste fraction by different plastic recovery rates.

composition of the residual waste has hardly any reducing effect on the net calorific value in the minimal model (10% recovery). The calorific value decreases only by 900 MJ t<sup>-1</sup>, which has no negative effect on the combustion process. Regarding the realistic model, the energy content of the residual waste fraction is reduced by around 1500 MJ t<sup>-1</sup>. Thus the recovery of plastics does not affect waste incineration.

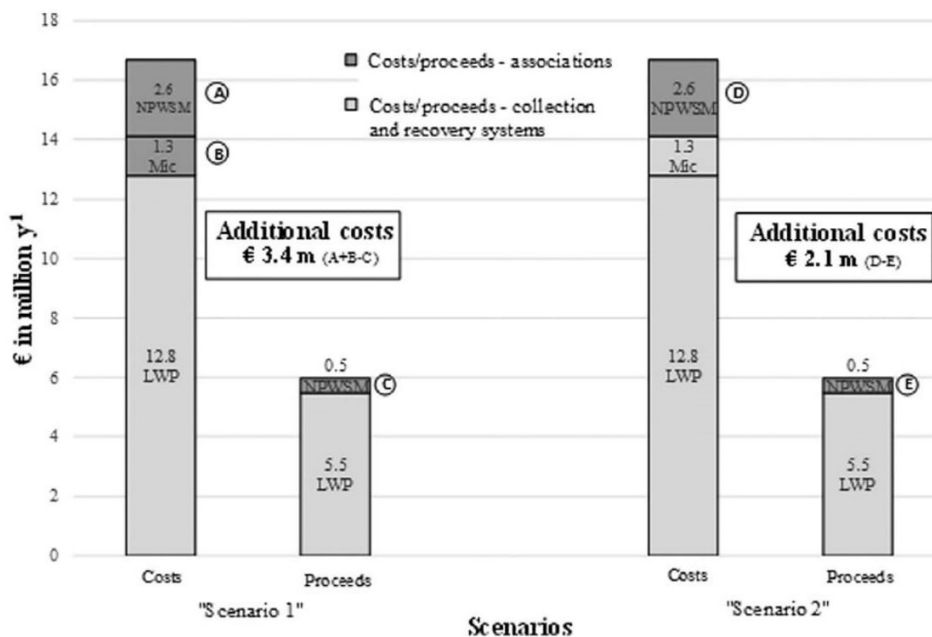
Using the maximum model, the net calorific value is reduced by more than a third. However, despite an energy loss of 3.5 MJ t<sup>-1</sup>, the material can still be used for waste incineration because the values do not fall below the threshold of <5 MJ kg<sup>-1</sup>.

### Overall environmental assessment

The middle bar in Figure 5 shows the reduction potential, totalling 51,400 t CO<sub>2</sub>e y<sup>-1</sup>, which is mainly the result of emission reductions due to the mass reduction in residual waste. This way, 31,800 t CO<sub>2</sub>e y<sup>-1</sup> (60% of the reduction potential) are saved. The rest of the reduction potential, amounting to 27,400 t CO<sub>2</sub>e y<sup>-1</sup>, is generated by earning credits through the recovery of materials and energy from wastes. These include: savings of ethylene by using secondary plastic granules; the substitution of primary energy sources; and credits for reducing the production,



**Figure 5.** Overall environmental benefit based on the realistic recovery of plastics. aR: after reorganization; bR: before reorganization.



**Figure 6.** Comparison of total costs and proceeds of separate waste collection after reorganization from the perspective of the associations (run by the municipalities). In Scenario 1, the associations act as main waste management operators, whereas in Scenario 2, the collection and recovery systems (CRSs) serve as main operators.

processing and distribution of natural gas. Adding and comparing credits and emissions before and after reorganization demonstrate that a positive difference of 37,500 t CO<sub>2</sub>e y<sup>-1</sup> can be expected, which may be attributed to the change in the waste management system.

### Comparison of total costs based on waste ownership

Figure 6 compares the total costs and total proceeds by considering the ownership of the individual waste fractions (LWP, Mic

and NPWSM). As illustrated, both scenarios relate to the reorganization of the waste management. The additional costs of Scenario 1 are estimated to be €3.4 million, calculated by subtracting the proceeds earned from selling NPWSM from the costs resulting from collecting, sorting and recovering NPWSM and Mic. The municipality-run associations, as the main waste management operators, bear these costs.

Similar calculations for Scenario 2 resulted in additional costs of €2.1 million for the associations. This is due to the fact that the main waste management operators – the CRSs – bear the costs for Mic. Consequently, this scenario reduces costs by €1.3 million

for the associations. Seen through the lens of the CRSs, the catch-all-plastics bin of Scenario 2 is a more favourable option.

### Reduction of residual waste

Regarding sorting costs, we assume that, after the reorganization, the capacity currently available in the mechanical and biological plants will be utilized on the same level and costs will not change. Costs, however, may be cut in the recycling sector. Savings are estimated to be €1.74 million, resulting from the reduction in quantities directly delivered to incineration plants and thus from savings in gate fees. Transport costs will be reduced by about €10,000.

By calculating the difference between the additional costs of separate collection and cost reductions in the residual waste collection, the actual costs amount to €1.63 million for Scenario 1 and to €0.33 million for Scenario 2.

## Conclusions

### General aspects

Harmonizing the different waste collection systems by implementing the catch-all-plastics bin not only facilitates communication, but also helps to establish a consistent administration of plastics collection in Lower Austria and has the potential to encourage people's acceptance of separate waste collection. As reported in other studies, other separate waste collection systems (e.g. for glass) should be continued as before, in parallel with the catch-all-plastics bin (Löhle and Müller, 2015). Introducing the catch-all-plastics bin, however, requires checking the available capacity of the LWP sorting plants.

### Environmental aspects

Seen through an environmental lens, this reorganization will have a positive impact on the carbon footprint and will contribute considerably to environmental protection. In addition, the resources will be collected and recovered more efficiently than by the current system. As regards energy recovery, the cascading utilization of plastics resources makes more sense than direct thermal treatment. Reducing the plastic fractions with a high calorific value in the residual waste is unlikely to have a negative effect on energy recovery. On the contrary, more tonnage per hour can be handled in the waste incineration plants at a given thermal load that can be processed, thus increasing the amount of waste treated thermally.

### Economic aspects

The shift in the collection systems involves the additional costs of separate collection, which are partially compensated for by savings on residual waste collection. Adding the NPWSM to the list of waste collected in the catch-all-plastics bin leads to the advantage of generating a marketable plastics fraction (HDPE–PP mix). The proceeds from marketing the secondary

raw materials will increase with the increase in the amount of material collected.

Splitting the additional costs among the customers in Lower Austria means that each inhabitant will have to pay an additional fee of 20 cents per year (Scenario 2) or €1 per year (Scenario 1) for the reorganization. It is essential, however, to resolve the issue of who bears the costs for the specific waste fractions because the actual additional costs depend on the stakeholders involved.

### To put in a nutshell: a two-point conclusion at the EU level

- If the EU Member States strive to meet the greater recycling rates proposed by the EU Commission's Circular Economy Package (target for recycling 75% of packaging waste by 2030) (European Commission 2015), the catch-all-plastics bin may provide an adequate solution.
- With regard to climate change mitigation, the catch-all-plastics bin may contribute to reaching the EU 2020 aims to cut greenhouse gas emissions to 20% below 1990 levels (European Commission 2010) and to support the EU 'two degrees' target (IPCC 2014). Without any doubt, the catch-all-plastics bin has environmental advantages.

### Declaration of conflicting interests

The authors declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship, and/or publication of this article.

### Funding

The authors received no financial support for the research, authorship, and/or publication of this article.

## References

- Altstoff Recycling Austria (ARA) (2011) *FHA-Analyse – Vergleich Materialzusammensetzung in Regionen mit Leichtverpackung vs. Plastikflaschen* [Comparison of the material composition between regions collecting lightweight packaging and those collecting plastic bottles]. In: ARA (ed.) *Warum sind wir Österreicher besser?* [Why Are We Austrians Better?]. Vienna: ARA. Available at: [http://kommunaleinfrastruktur.ch/cmsfiles/ejanda\\_ara\\_oesterreich.pdf](http://kommunaleinfrastruktur.ch/cmsfiles/ejanda_ara_oesterreich.pdf) (accessed 4 May 2015).
- Altstoff Recycling Austria (ARA) (2015) *Nachhaltigkeitsbericht – Leistungsreport 2014* [Sustainability report – performance report 2014]. Vienna: ARA. Available at: [www.ara.at/fileadmin/user\\_upload/ARA\\_Leistungsreport2014\\_WEB\\_A4.pdf](http://www.ara.at/fileadmin/user_upload/ARA_Leistungsreport2014_WEB_A4.pdf) (accessed 5 May 2015).
- Assmann O (2008). *Stoffstrommanagement und Stoffstromcontrolling: Konzepte, Strategien, Instrumente* [Material flow management and material flow controlling: concepts, strategies, instruments]. Hamburg: Kovač.
- ATUS Berater Gutachter Ingenieure (2012) *Gutachten zur Einführung der Wertstofftonne in der Stadt Braunschweig* [Expert opinion on the introduction of the recycling bin in the city of Braunschweig]. Hamburg: ATUS.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (ed.) (2014) *Treibstoffpreismonitor. Archiv: Treibstoffpreise Euro/Liter* [Fuel price monitor. archive: fuel prices euro per litre]. Vienna: BMLFUW. Available at: [www.bmwf.gv.at/EnergieUndBergbau/Energiepreise/Seiten/MonitorTreibstoff.aspx?Report=9](http://www.bmwf.gv.at/EnergieUndBergbau/Energiepreise/Seiten/MonitorTreibstoff.aspx?Report=9) (accessed 14 May 2015).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (ed.) (2015) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich, Statusbericht 2015* [Status report on waste management in Austria]. Vienna: BMLFUW.



- Berliner Stadtreinigungsbetriebe (BSR) (2010) *Das neue Kreislaufwirtschaftsgesetz – WissensWertes zum Thema Wertstofftonne* [the new waste management act – interesting information about the recycling bin]. Berlin: BSR. Available at: [www.bsr.de/assets/downloads/WissenWerte\\_No.01.pdf](http://www.bsr.de/assets/downloads/WissenWerte_No.01.pdf) (accessed 7 May 2015).
- Bünemann A, et al. (2011) *Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung – Teilvorhaben 1: Bestimmung der Idealszusammensetzung der Wertstofftonne* [Strategy game for the advancement of the packaging ordinance. Subproject 1: determining the ideal composition of the recycling bin]. Texte 08/2011. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Available at: [www.umweltbundesamt.de/publikationen/planspiel-zur-fortentwicklung-verpackungsverordnung](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/planspiel-zur-fortentwicklung-verpackungsverordnung) (accessed 4 February 2015).
- European Commission (2010) *Europe 2020 – A Strategy for Smart, Sustainable and Inclusive Growth*. Brussels: European Commission.
- European Commission (2015) *Proposal for the Directive 94/62/EC of the European Parliament and of the Council 5 December 2015 on Packaging and Packaging Waste*. Brussels: European Commission.
- Feil A, et al. (2016) Separate collection of plastic waste, better than technical sorting from municipal solid waste? *Waste Management & Research*. Epub ahead of print 15 July 2016. DOI: 10.1177/0734242X16654978.
- Frischenschlager H, et al. (2010) *Klimarelevanz ausgewählter Recycling-Prozesse in Österreich*. [Climate relevant recycling processes in Austria]. Vienna: Umweltbundesamt. Available at: [www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0303.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0303.pdf) (accessed 3 February 2015).
- Gosten A (2015) Wertstofftonne mit Gebietsaufteilung in Berlin [The Berlin recycling bin]. In: *Proceedings of the 27. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum*. Kassel: Witzenhausen-Institut.
- Gromadecki F and Fruth F (2015) Vom Depotcontainer zur Wertstofftonne – Praxiserfahrung mit der Wertstofftonne in Braunschweig [The Braunschweig recycling bin – preliminary assessment]. In: *Proceedings of the 27. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum*. Kassel: Witzenhausen-Institut.
- Hoffmann G, et al. (2011) *Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung* [Utilisation of the potentials of the biogenic part of waste for power generation]. Texte 33/2011. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Available at: [www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4116.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4116.pdf) (accessed 5 May 2015).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014) *Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva: IPCC.
- Klöpffer W and Grahl B (2009) *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf* [Life cycle assessment: guideline for education and profession]. Weinheim: Wiley-VCH.
- Köhn M (2013) *Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente* [Process-oriented basic data for environmental management instruments]. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Available at: [www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php](http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php) (accessed 14 January 2015).
- Land Niederösterreich (LNÖ) (2011) *Niederösterreichische Restmüllanalyse und Detailanalyse der Feinfraktion 2010-2011* [Analysis of the residual waste and detailed analysis of the fine fractions in Lower Austria 2010-2011]. St Pölten: LNÖ. Available at: [www.noe.gv.at/bilder/d67/Restmuellanalyse.pdf](http://www.noe.gv.at/bilder/d67/Restmuellanalyse.pdf) (accessed 3 February 2015).
- Land Niederösterreich (LNÖ) (2013) *Niederösterreichischer Abfallwirtschaftsbericht 2013* [2013 waste management report of Lower Austria]. St Pölten: LNÖ. Available at: [www.noe.gv.at/bilder/d83/AWB\\_20131.pdf](http://www.noe.gv.at/bilder/d83/AWB_20131.pdf) (accessed 3 February 2015).
- Land Niederösterreich (LNÖ) (2014) *Niederösterreichischer Abfallwirtschaftsbericht 2014* [2014 waste management report of Lower Austria]. St Pölten: LNÖ. Available at: [www.noe.gv.at/bilder/d93/AWB\\_2014.pdf?37596](http://www.noe.gv.at/bilder/d93/AWB_2014.pdf?37596) (accessed 3 February 2015).
- Land Niederösterreich (LNÖ) (2015) *Final Report: NÖ Gesamtkunststofftonne – Wertstoffliche, ökologische und ökonomische Bewertung* [Catch-all plastics bin – total assessment]. St Pölten: LNÖ. Available at: [www.noe.gv.at/bilder/d95/Gesamt-Kunststofftonne\\_NOE\\_131115.pdf](http://www.noe.gv.at/bilder/d95/Gesamt-Kunststofftonne_NOE_131115.pdf) (accessed 23 June 2016).
- Löhle S and Müller M (2015) *Ausweitung der Getrennterfassung von Wertstoffen – Überblick und Potenzial der Wertstofftonne* [Diversification of separate collection of recyclable fractions – overview and potential of the recycling bin]. Müllhandbuch 0175. Berlin: Erich Schmid.
- Lorber K and Sarc R (2014) Recovery of heat, power and secondary materials by incineration of mixed municipal solid waste (MSW). In: *Proceedings of the 5th International Conference on Environmental Technology and Knowledge Transfer*. Heifei: Hefei University.
- Neubauer C and Öhlinger A (2006) *Ist-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich – Zustandsbericht* [Mechanical biological waste treatment: current developments]. Vienna: Umweltbundesamt. Available at: [www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0071.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0071.pdf) (accessed 3 February 2015).
- Rechnungshof (2014) *Restmüllentsorgung in Tirol* [Residual waste disposal in Tyrol]. Vienna: Rechnungshof. Available at: [www.rechnungshof.gv.at/berichte/ansicht/detail/restmuellentsorgung-in-tirol.html](http://www.rechnungshof.gv.at/berichte/ansicht/detail/restmuellentsorgung-in-tirol.html) (accessed 10 February 2015).
- Reh K, et al. (2014) *Studie 'Vergleichende Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen auf Basis der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich'* [Comparative analysis of the disposal of packaging waste from neighbourhood recycling sites, based on the German and Austrian packaging ordinances]. ÖWAV Publication Series 169. Vienna: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV).

## **7 Lösungsansatz III: Innovative Vorbehandlung von polyolefinhaltigen Abfällen**

Wie in Kapitel 4 ausgeführt, ist die Leistungsfähigkeit der Recyclingwirtschaft in den europäischen Mitgliedsstaaten (inklusive Österreich) eher stagnierend, obwohl die EU eine Anhebung der Recyclingziele vorsieht. Kapitel 5 ff. erbrachte allerdings den Nachweis, dass in den österreichischen Abfallströmen ein großes, jedoch ungenutztes Sekundärrohstoffpotenzial an recyclingfähigen Polyolefinen vorhanden ist. Aufgrund fehlender Sekundärrohstoffe erscheinen Bestrebungen zur Erhöhung der Recyclingquote äußerst sinnvoll.

Die folgenden Abschnitte sollen veranschaulichen, wie mithilfe einer neuartigen nass-mechanischen Abfallvorbehandlungsanlage dieses vorhandene Sekundärrohstoffpotenzial aus den in V1 und V2 behandelten Abfallströmen für das rohstoffliche Recycling verfügbar gemacht werden kann. In Abschnitt 7.1 wird das Verfahrenskonzept und die Trennleistung dieser nass-mechanischen Vorbehandlungsanlage anhand Veröffentlichung 5 (V5) erläutert. Abschnitt 7.2 beschreibt ein Szenario, in dem die Auswirkungen einer abfallwirtschaftlichen Implementierung dieser innovativen Anlage auf die österreichische Abfallwirtschaft erörtert werden.

### **7.1 „Plastic Reborn“ – Nass-mechanische Abtrennung von Polyolefinen**

Derzeit werden in den Sortieranlagen für Kunststoffleichtverpackungen lediglich die qualitativ hochwertigsten und geeignetsten Kunststoffe aus dem Abfallgemisch für das Recycling abgetrennt. Darunter fallen zum Beispiel HDPE- oder PP-Hohlkörper (z.B. Shampoo-Flaschen, Ketchup-Flaschen) oder PET-Flaschen, also nur jene Fraktionen, die erlösbringend an Recyclingunternehmen weiterverkauft werden können. Weniger werthaltige und stärker verschmutzte Abfälle werden nicht aussortiert, da der Sortierprozess aufwendiger und kostspieliger wird. Folglich gelangen rund 50-60 M-% des Inputs als MKF zu Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlagen und danach zur thermischen Verwertung in Mitverbrennungsanlagen. Bei anderen gemischten Abfallströmen, zum Beispiel bei den gemischten Siedlungsabfällen, werden Kunststoffe derzeit nur in Ausnahmefällen aussortiert. Diese Abfallströme werden entweder direkt in Müllverbrennungsanlagen verwertet oder in MBA bzw. MA trocken-mechanisch vorbehandelt und zu Ersatzbrennstoffen konditioniert. Die Ersatzbrennstoffe werden danach ebenfalls wie die MKF in Mitverbrennungsanlagen thermisch verwertet. Dem Kunststoffrecyclingkreislauf entgehen dadurch viele wertvolle Sekundärrohstoffe.

---

In der nachfolgenden Veröffentlichung 5 (V5) werden vielversprechende Ergebnisse einer innovativen nass-mechanischen Technikumsanlage zur Abtrennung von Polyolefinen aus gemischten Abfallströmen vorgestellt (Abbildung 13). Die Tests mit der „Plastic Reborn“ genannten Versuchsanlage zeichnen sich im Vergleich zu trocken-mechanischen Abtrennanlagen durch höhere spezifische Durchsätze, bezogen auf die Trennreinheit, aus. Das bedeutet, dass Nassverfahren eine höhere Ausbringung der Zielprodukte sowie eine bessere Reinigung der Kunststoffoberflächen erbringen. Trockenverfahren, wie z. B. Windsichtung oder ballistische Separation, weisen eine wesentlich geringere Trennschärfe und Selektivität auf. Diese Aggregate dienen vorrangig der An- oder Abreicherung der Zielmaterialien, abhängig von ihrer Korngröße und Geometrie. Dabei haben die physikalischen oder chemischen Eigenschaften der Materialtypen (z.B. Papier, Kunststoff) keinen Einfluss auf die Trennentscheidung. Eine Ausnahme bildet das am häufigsten eingesetzte Trockentrennverfahren von Kunststoffen: die sensorgestützte Sortierung im infraroten Bereich. Dieses Trennverfahren ist aufgrund seiner Sortiereffizienz mit Nassverfahren vergleichbar, erfordert aber vergleichsweise komplexe Anlagenstrukturen. Als weitere Vorteile der Nassaufbereitung erweisen sich die Sortierbarkeit von Feinstpartikeln und Staubfreiheit (Explosionsschutz). Demgegenüber steht der Aufwand für die Entwässerung und für die Abwasserbehandlung (Bauer et al. 2017).



Abbildung 13: Technikumsanlage „Plastic Reborn“.

**Veröffentlichung 5 (V5):****Sink-float density separation of post-consumer plastics for feedstock recycling.**

Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., Kranzinger, L., Pomberger, R. & Hofer, W. (2018) Sink-Float Density Separation of Post-Consumer Plastics for Feedstock Recycling. In: Material Cycles and Waste Management 20 (3). DOI: 10.1007/s10163-018-0748-z. S. 1781-1791.

**Eigenleistung des Dissertanten bei dieser Veröffentlichung:**

Die vom Dissertanten organisierten Abfallproben wurden von ihm selbst und vom drittgenannten Co-Autor in der nass-mechanische Aufbereitungsanlage sortiert und im Labor analysiert. Der Dissertant hat bei der Interpretation der Ergebnisse maßgeblich mitgewirkt und war für die Umsetzung der Veröffentlichung federführend beteiligt. Mit allen Co-Autoren wurde das Konzept regelmäßig abgestimmt. Das interne Review wurde von den Univ.-Prof. DI Dr.-Ing. Markus Lehner und DI Daniel Schwabl durchgeführt. Das bei dem internationalen Fachjournal „Material Cycles and Waste Management“ eingereichte Manuskript wurde einem externen Peer-Review-Verfahren unterzogen. Als Gutachter wurden vom Journal unabhängige und internationale Fachexperten zur detaillierten Prüfung und Bewertung herangezogen.

Das Projektteam „Plastic Reborn“ wurde beim renommierten Abfallwirtschaftspreis „Phönix 2018“ (vergeben vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband) mit dem Sonderpreis „Zukunft denken – junge Ideen für die Abfallwirtschaft“ für außergewöhnliche Leistungen ausgezeichnet. Die Einreichung sowie die Organisation wurden vom Dissertanten initiiert und betreut.



## Sink–float density separation of post-consumer plastics for feedstock recycling

Markus Bauer<sup>1</sup> · Markus Lehner<sup>1</sup> · Daniel Schwabl<sup>2</sup> · Helmut Flachberger<sup>2</sup> · Lukas Kranzinger<sup>3</sup> · Roland Pomberger<sup>3</sup> · Wolfgang Hofer<sup>4</sup>

Received: 6 November 2017 / Accepted: 14 May 2018  
© The Author(s) 2018

### Abstract

The paper focuses on current mechanical waste processing technologies and out-of-the-box processes linked to the processing of coal and mineral resources, to ensure high-quality feedstock recycling of polyolefin-rich post-consumer plastic fractions. Moreover, the study aims to provide the basis for the technical and economic feasibility of the chemical recycling route of this plastic fraction. When evaluating common mechanical processes, either dry or wet ones, sink–float separation in a cylindrical centrifugal force separator achieves the best results. It combines the advantages of a simple, robust apparatus of low complexity and high capacity with selective separation through the accelerated settling of particles in the centrifugal field. Furthermore, the disconnection of the separation medium feed from the solid input increases residence times. Based on the above findings, a pilot-scale plant was constructed which consists of a centrifugal force separator and a hydro jig for the pre-separation of heavy waste components. Several test campaigns were conducted to separate polyolefins from various waste fractions. Two-stage processing in the centrifugal force separator rendered almost 90 wt% of polyolefin content in the produced lightweight fraction and of polyolefin recovery. One-stage processing, on the other hand, resulted in reduced polyolefin content in the lightweight fraction.

**Keywords** Plastic recycling · Wet density separation · Processing · Polyolefins

### Introduction

According to the report by “Plastics Europe 2016”, about 4–6 wt% (weight percentage) of the global petroleum production was processed into 322 million tons of polymer products in 2015 [20]. 49 million tons were intended for Europe (28 EU member states plus Norway and Switzerland). Half of the produced polymers are either polyethylene or polypropylene (PE, PP), which are the most common

polyolefins (hereinafter referred to as POs). These POs are mainly used for packaging and usually have a short lifetime, which means they are often used only for a few days. In view of their recyclability, POs are of high interest to a sustainable polymer waste management. In 2014, more than 25 million tons of polymer waste, so-called post-consumer plastics (hereinafter referred to as PCP), ended up in Europe in three waste management paths [20].

1. Landfilling with the main goal of safe disposal, mostly including pre-treatment for mass reduction and inertisation.
2. Energy recovery with the main goal of utilising the energy bound in the polymer structure by converting it into so-called solid recovered fuels to be used in co-combustion plants (e.g. cement kilns).
3. Material recycling with the main goal of reutilising the material by polymer type, including treatment steps for cleaning, sorting, and granulating.

✉ Markus Bauer  
markus.bauer@unileoben.ac.at

<sup>1</sup> Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Montanuniversitaet, Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Austria

<sup>2</sup> Chair of Mineral Processing, Montanuniversitaet, 8700 Leoben, Austria

<sup>3</sup> Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet, 8700 Leoben, Austria

<sup>4</sup> OMV Refining and Marketing GmbH, New Technologies and Downstream Innovation, 1020 Vienna, Austria



According to a proposed European Union directive on Circular Economy, in 2015, the Commission published the first version of the Circular Economy Action Plan, which set the ambitious target of treating waste as a resource. This means that resources should be managed sustainably and not be wasted. The key objective of this directive is to transform the linear European economy into a circular economy which includes favouring waste recycling over incineration and landfilling. The goals are: increased recycling targets for municipal waste and packaging waste; imposing strict landfill restrictions; reducing food waste; promoting the re-use approach; and creating minimum standards for producer responsibility. The following objectives of the action plan are relevant to plastic recycling [5]:

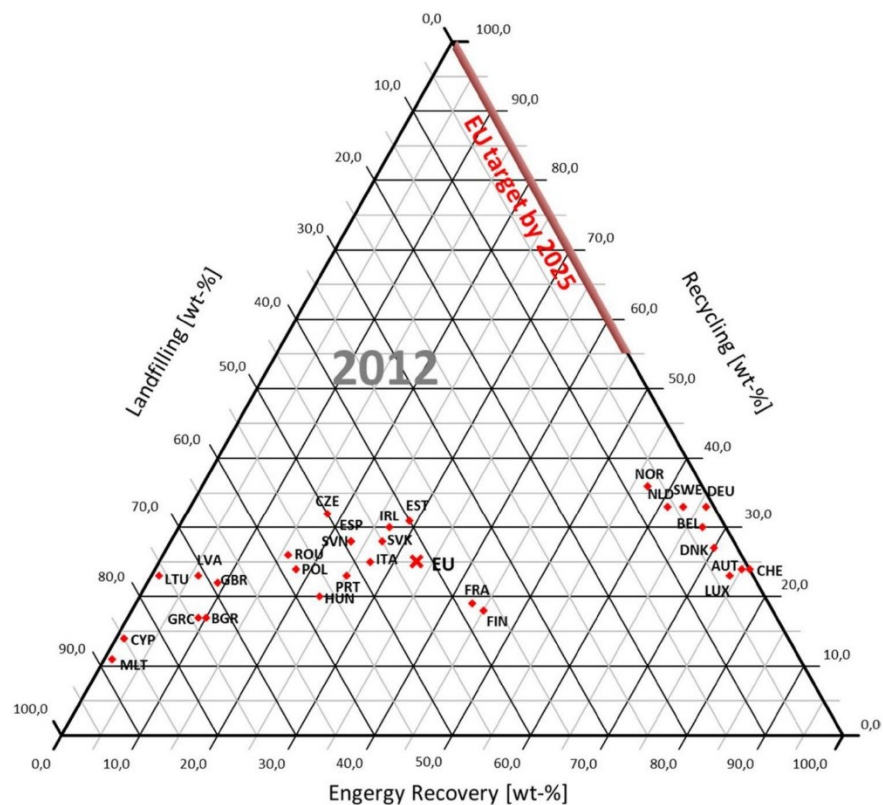
- Reducing the landfill of municipal waste to a maximum of 10 wt% by 2030 and raising the recycling rate up to 65 wt%.
- All packaging waste (glass, plastic, paper and cardboard, metals, wood, etc.) is expected to be recycled by 75 wt% by 2030, with the specific target for plastic packaging being 55 wt%. This is more than double the current recycling performance of 22.5 wt% [5, 6].

Therefore, recyclable polyolefins may contribute to increased recycling rates as they cover most of the plastics included in the municipal waste and sorted packaging waste (see supplementary information [16]). As illustrated in the RIL (Recycling, Incineration, and Landfilling) diagram below (Fig. 1), the application of these three waste management paths varies among the European countries. This method was developed by the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management of Montanuniversitaet Leoben (MUL) to visualise the dynamics of national municipal waste management performances [21] and is based on [6, 19].

The countries' positions in the diagram mirror their respective intensity of adaptation to the three waste management paths for PCP (reference year 2012). As a result, the European countries may be divided into three groups that indicate the respective changes in recycling policies that are necessary to meet the EU recycling targets by 2025.

1. Countries characterised by the emphasis on landfilling, coupled with a small portion of energy recovery: Malta (MLT), Cyprus (CPR), Greece (GRC), Latvia (LVA), Bulgaria (BGR), and Great Britain (GBR). They are positioned near the lower left edge of the diagram. This

**Fig. 1** Treatment of post-consumer plastics (PCP) in Europe (EU27 + 2) in 2012; EU target by 2025 for separately collected plastic packaging waste: recycling rate  $\geq 55$  wt% and landfill ban (0 wt%)



- group has to cut landfilling dramatically to meet EU targets.
2. Countries being in a transition process and using a specific combination of landfilling, energy recovery, and material recycling: Finland (FIN), Ireland (IRL), Poland (POL), Estonia (EST), Portugal (PRT), Italy (ITA), France (FRA), Slovenia (SVN), Hungary (HUN), Lithuania (LTU), Romania (ROU), Spain (ESP), Slovakia (SVK), and the Czech Republic (CZE). This combination of waste treatment is in the middle of the chart. These countries already have incineration technology which they can probably develop. Further, they still need to enforce the landfill ban on plastics to achieve EU recycling targets.
  3. Countries placing greater focus on the combination of energy recovery and material recycling: Norway (NOR), Switzerland (CHE), Germany (DEU), Austria (AUT), Denmark (DNK), Belgium (BEL), Luxembourg (LUX), the Netherlands (NLD), and Sweden (SWE) (most of them have already launched a landfill ban for PCP). They are positioned near the middle to lower right edge of the chart. These countries need to shift their focus from incineration of plastics to recycling.

Without a doubt, Europe's plastic recycling performance generally needs improvement because 40 wt% of Europe's PCP is landfilled, slightly more than 30 wt% are energetically recovered, and barely 30 wt% undergo material recycling. This currently makes material recycling the least favoured option. A major reason for the obvious need to further close the gap in the material cycle of plastics may be found in the lack of other recycling options regarding mechanical recycling. This recycling technology is hampered by the low product quality of already used material, as compared to virgin material. Shortcomings that narrow the scope of application of secondary material include odour and colour as well as reduced mechanical, physical, and chemical properties.

Apart from mechanical recycling, feedstock or chemical recycling is another promising option to boost PCP recycling. It uses thermal cracking or pyrolysis, often connected with a refinery. When established refining and petrochemical technologies are applied, these processes trigger endless recycling of the valuable hydrocarbons and render similar product qualities like virgin material. Tracking the history of the thermo-chemical conversion processes described above (depolymerisation or degradation) [1, 14, 18, 24] clearly shows that the successful implementation and establishment of these technologies strongly depend on a specified feedstock available in specific quality and quantity. Furthermore, it is a well-established fact that POs, representing the major portion of plastics, are used worldwide and are highly suitable for feedstock recycling.

Currently, most mechanical waste preparation techniques involving solid waste fractions containing PCP are based on dry processing technologies, especially when used for energy recovery purposes. Thus, high calorific values representing the principal fuel property are achieved more easily and more efficiently than with wet mechanical processing. Although the sensor-based sorting technology is widely used for PCP separation, it requires complex plant structures. Other dry processes which mainly serve the conditioning of waste streams are conducted in plants of lower complexity. Wet processes employed in coal processing for coal firings are preferred in waste processing if the calorific value of the product stream plays a minor role and if a selective and efficient separation is required, as is the case with material recycling. Other advantages of wet processing refer to the increase in material-specific throughputs per unit, the potential to also separate fine particles, reduction of dust emission (explosion protection), and the simultaneous removal of surface contaminations. The other side of the coin relates to higher efforts and costs in terms of dewatering and wastewater treatment.

Applying the proper mechanical preparation to the waste streams of exploitable PO potential must be regarded as the key to ensure adequate feedstock qualities and quantities as well as to support the technical and economic feasibility of the chemical plastic recycling route. This paper aims to demonstrate whether a high-quality PO fraction (PO-content > 90 wt%) can be separated from diverse PCP containing waste fractions of various initial PO contents (~ 10, ~ 30 and ~ 50 wt%) by density when applying a jig for heavy material (> 2000 kg/m<sup>3</sup>, kilogram per cubic meter) pre-separation and a sink–float process in a centrifugal force separator.

### Dry versus wet mechanical waste treatment—a comparison

In a comprehensive comparison, Bauer [3] has outlined the respective benefits and drawbacks of wet and dry mechanical processing technologies for plastic separation. Emphasis is put on the separation of POs from the residual material stream, making it as efficient and complete as possible. Sensor-based sorting technology using near-infrared light (NIR SBS) proves to be the dry processing technology most frequently employed for PCP separation.

On the other hand, wet density separation processes including sink–float separation [22] and separation by layering (hydro jigs, [11, 12, 15, 28]) are promising options for PO separation. Separation by layering provides efficient pre-separation of heavy waste components, such as glass, stones, and metals. Therefore, the following considerations focus on three wet density separation processes



depending on sink–float separation: one uses gravity and the others use centrifugal force.

### Theoretical background of wet density separation

Figure 1 illustrates the density ranges of common types of materials in municipal waste. Obviously, POs have a lower density than most of the other wastes and the separation medium, water, assumed at about  $1000 \text{ kg/m}^3$ . Only various biogenic materials and wood reach densities lower than that of PO. Therefore, employing the sink–float separation technique seems to be most efficient to separate PO from PCP waste fractions. To curb contamination of the PO fraction, very inhomogeneous waste fractions should undergo pre-separation, for instance, by including a screening step, which allows discharge of impurities like biogenic materials and wood.

### Comparing the benefits and drawbacks of various sink–float separators

Sink–float separators may either use gravity or centrifugal force. Centrifugal force devices may display cylindrical–conical or cylindrical designs. The cylindrical–conical configuration is characteristic of the conventional cyclones, also known as gas cyclones, which are used to sort PCP in various mechanical processing plants. They are related to the cylindrical separator, whose axis is inclined from the horizontal; however, they are applied only in the field of coal and mineral processing, e.g. large coal dense medium separators (LARCDEMMS) [4]. The cylindrical separator differs from the conventional cyclone through one or more openings which are mounted perpendicularly to the cylindrical separation chamber. These openings facilitate the tangential discharge of the separation medium or, in case of special designs, also its multiple feeds. In cyclones, on the other hand, the separation medium is centrally discharged via the vortex finder and the apex [25] (see Fig. 2).

Moreover, in a cylindrical centrifugal force separator (hereinafter referred to as CFS) [2, 7, 9, 10, 29], the input material stream is directly fed into the vortex without passing the supplying pump, the measurement, and control equipment. This advantage helps prevent plugging and abrasion. The separation medium and the solid particles move in a countercurrent flow. In addition, we assume that, compared to the conventional cyclone, the modified geometry also causes a change in the flow pattern of the separation medium, particularly regarding the three velocity components—radial, tangential, and axial. Furthermore, it is easy to influence particle residence time through constructional and operational changes. Thus, a beneficial (high) ratio to the settling time is generated and efficient separation may be expected.

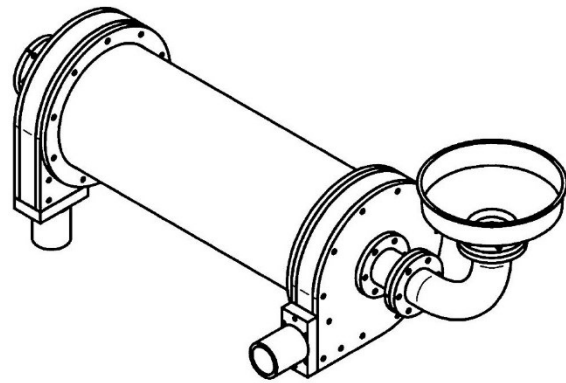


Fig. 2 Cylindrical centrifugal force separator (CFS)

Table 1 compares the various technologies of PCP sink–float separation currently applied and gives an overview of their specific benefits and drawbacks. Comprehensive descriptions of the function principles, design, and schemes have been provided by Schubert [25] as well as by Kranert and Cord-Landwehr [13].

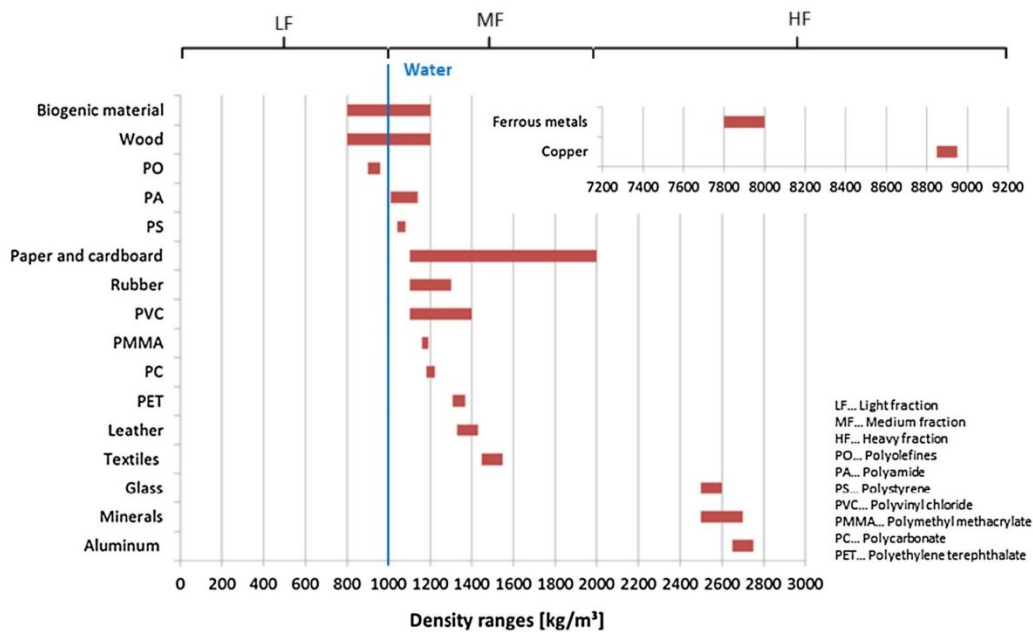
### Jig and centrifugal force separator: the pilot scale plant, “Plastic Reborn”

Based on the comparison and evaluation of various mechanical processing technologies and apparatuses, a pilot-scale plant was built at Montanuniversitaet Leoben. It was designed to separate POs from diverse waste fractions containing PCP to enhance feedstock recycling. This test facility is the key element of Research Studio Austria, “Plastic Reborn”, which has been funded by the Austrian Research Promotion Agency and several industrial partners. The concept of the pilot-scale plant, with an average throughput capacity of  $65 \text{ kg/h}$  dry material (max.  $125 \text{ kg/h}$ , kilograms per hour), is based on wet density separation and serves to meet several purposes: processing of waste fractions already mechanically treated, such as mixed plastics of rather homogeneous character, resulting from packaging waste sorting; processing of more heterogeneous material streams originating from municipal waste and similar industrial wastes, rejects from paper mills, or even selected fractions from landfill mining; and as the ultimate goal, producing three output streams that include heavy fraction (HF), medium fraction (MF), and light fraction (LF) (boundaries according to the density: see upper axis of Fig. 3). The HF mainly contains heavy inorganic components such as glass, sand, stones, and metals. After optional metal separation, this fraction is landfilled. Potential utilisation of this recycled material in the construction industry is under investigation. The MF will primarily comprise residual [heavy, density



**Table 1** Comparison of the benefits and drawbacks of sink–float separators, concerning efficient post-consumer plastic separation

Sink–float separators	Benefits	Drawbacks
Gravity separator	+ Simple process	Large space requirement Adhering air bubbles affecting the separation process Feed and discharge elements affecting the separation process Use of gravity alone—strong impact of particle size and shape Low flow velocities causing low material throughputs with increased size ratio
	+ No rotating parts	
	+ Low investment costs	
Sorting cyclone	+ Simple and compact process	Wide local fluctuations of the centrifugal force field Increased forces generated by increased flow velocities, yet causing low residence times and affecting separation process
	+ No rotating parts	
	+ Increased forces due to centrifugal force field	
Sorting centrifuge	+ Increased material throughputs per unit	Complex process and apparatus Rotating parts subjected to high forces Increased maintenance expenditures High investment and operating costs Sensitivity towards input material quality and mass flow
	+ Low investment and operating costs	
	+ Very high forces in the centrifugal force field	
	+ Negligible impact of particle size and shape	
	+ Parallel dewatering facilitated by the design Small space requirement	
	+ Surface purification resulting from increased shear forces between particles and liquid ring	



**Fig. 3** Density ranges of common waste types

> 1000 kg/m<sup>3</sup>], PCP, and other high-calorific wastes, such as paper and cardboard. This fraction may be used for energy recovery, e.g. through co-incineration in cement kilns or through waste incineration employing fluidised bed technology. The polyolefin-rich LF (desired PO content > 90 wt%; hereinafter referred to as PO flakes) may be used as input material for feedstock recycling in thermochemical conversion units (for more detailed information on the composition of the input see [23] and for more detailed information on the analytical parameter of HF and MF see [16]).

As illustrated in Fig. 4, the jig (Siebtechnik SK 3–10 pulsator jig, jig bed length: 1000 mm, jig bed width: 250 mm, max. stroke height 30 mm, stroke frequency 30–120 min<sup>-1</sup>. cf. [3, 27]), and the CFS (a modified design based on McCulloch [17], an elapsing British patent for mineral processing) forms a key element of the pilot-scale plant and enables efficient density separation. Prior to processing, waste streams need to be crushed to particle sizes < 20 mm (millimetre) to prevent clogging in the pilot-scale plant. This is essential to ensure adequate

particle liberation as well as to avoid a strong effect of particle size and shape. In a next step, the waste fractions containing PCP are fed into the jig, where they are subject to layering by density (Induced stroke frequencies create a jig bed where the lighter materials, mostly plastics, remain in the upper part and the denser particles settle in the lower part.). As a result, heavy components settle in the bottom and are discharged as heavy fraction via a barrage opened periodically. The lighter components referred to as intermediate fraction (IF) and including POs continue to float. They cross the barrage and are directly fed into the vortex of the CFS after passing a buffer tank and a dosing system. By using the separation medium, water, the CFS produces a polyolefin-rich LF [density ( $\rho$ ) < 1000 kg/m<sup>3</sup>]. Most of the residual waste components [MF: mainly consists of other plastics ( $\rho$  > 1000 kg/m<sup>3</sup>), textiles, and paper] sink and are discharged near the apparatus wall, together with the separation medium, water. On the other hand, the LF is discharged centrally by gravity. The LF moves parallel to the axis of the cylindrical separator, at the interface

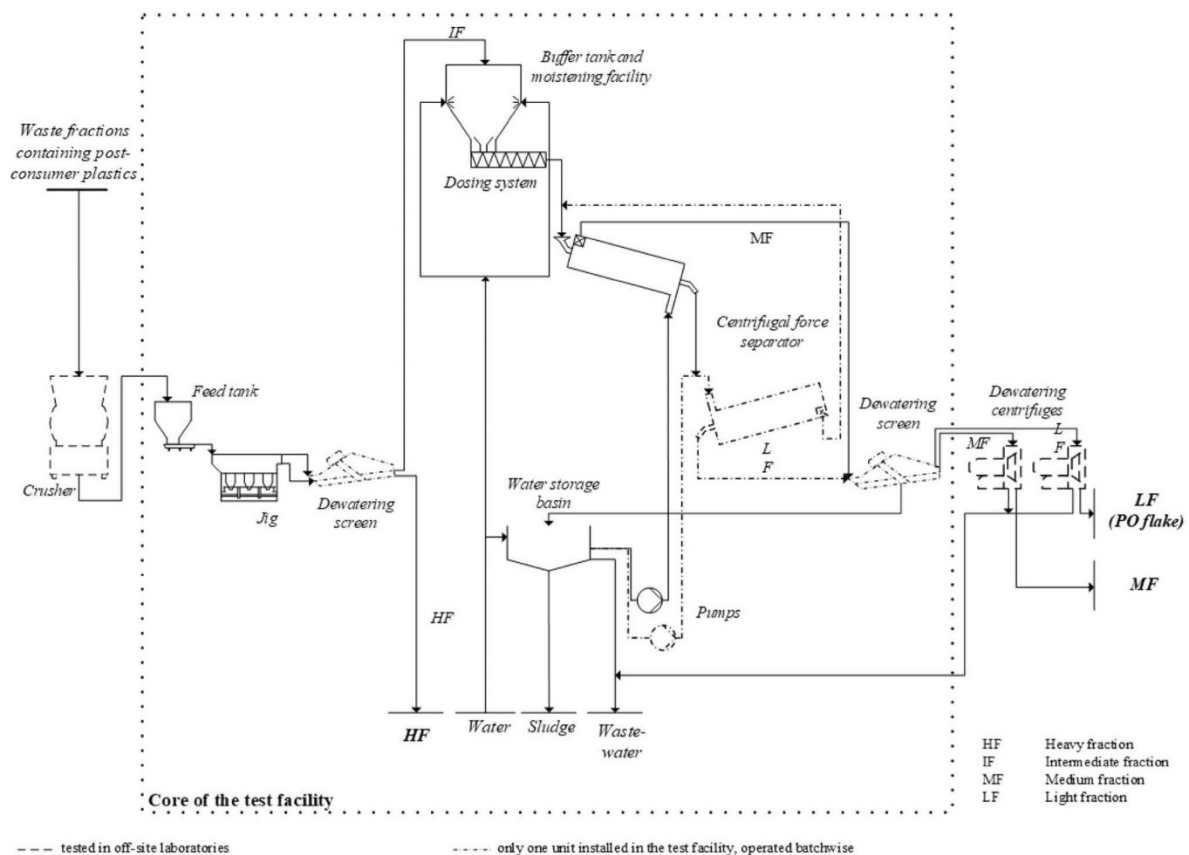


Fig. 4 Flowchart of the pilot-scale plant, "Plastic Reborn", designed for density separation of waste fractions containing PCP (plant concept of "Plastic Reborn")

between the inner air core and the outer water vortex. The results of the separation process may be improved by reprocessing the LF in a second stage.

### Experimental description of the test runs conducted in the pilot-scale plant

Separation efficiency is evaluated by calculating the PO content (or purity) of the output stream LF and the PO recovery to the LF derived from mass balancing. Along with the total mass recovery, they are defined in relation to dry mass, as expressed in the following formulas (1–3):

$$\begin{aligned} \text{Content of material : } c_{i,j} &= \frac{m_{i,j}}{m_{j,\text{tot}}}, \\ \text{Material recovery : } r_{i,j} &= \frac{m_{i,j}}{m_{i,F}}, \\ \text{Mass recovery : } r_{m,j} &= \frac{m_{j,\text{tot}}}{m_{F,\text{tot}}}, \end{aligned} \quad (1-3)$$

where  $c_{i,j}$  is the content of material  $i$  (purity) (kg/kg in wt%),  $m_{i,j}$  the mass of material  $i$  in stream  $j$  (kg),  $m_{j,\text{tot}}$  the total mass of stream  $j$  (kg),  $r_{i,j}$  the recovery of material  $i$  (kg/kg in wt%),  $m_{i,F}$  the mass of material  $i$  in the feed (kg),  $r_{m,j}$  mass recovery (kg/kg in wt%),  $m_{F,\text{tot}}$  total mass of the feed (kg).

The PO content of the input and output fractions was determined by simple sink–float analysis in the laboratory. It was assumed that all floating particles represent PO if not identified otherwise by visual inspection. Moreover, a proper guideline for good laboratory practice was developed to achieve reliable results. The three test campaigns covered the following scopes:

1. analysing the effects of significant operation parameters on the separation process in the CFS, based on the PO content in the LF when processing a PP/PET (polyethylene terephthalate) mixture;
2. determining the separation efficiency to be obtained in the pilot-scale plant “Plastic Reborn” when density separation is applied to representative waste fractions containing PCP under optimised operation conditions;

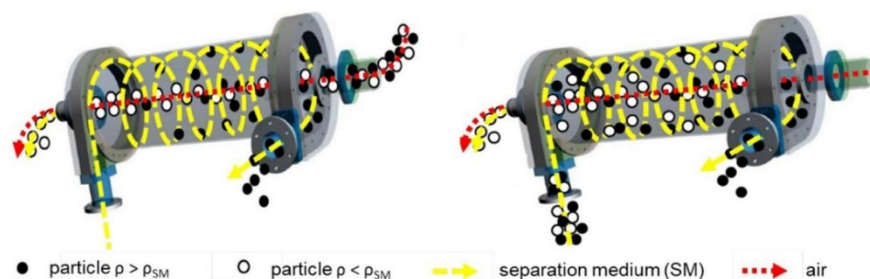
3. testing the potential enhancement of separation efficiency by using two-stage processing and exploring the various relationships between the two CFS stages under identical operation conditions.

*Ad 1.* The main parameters affecting the separation process in the CFS are length, inclination, and volume flow rate of the separation medium. Both length and inclination are relevant criteria for the particle residence time in the separator. Moreover, the inclination impacts the LF. The volume flow rate corresponds to the strength of the velocity field in the CFS and determines the magnitude of the tangential velocity as well as the acting centrifugal forces. During the first test campaign, the three parameters mentioned above were tested on both a high (+) and a low (–) level. Sufficient information for a statistical test evaluation was gathered by conducting eight test runs, which was required for a  $2^k$  factorial test for  $k=3$  determinants. Moreover, to meet reproducibility standards, each test run was repeated three times with an identical parameter setup, but with a randomised sequence to avoid systematic errors. The three parameters were modified for the individual test runs, using variations for length ( $L$ ) between  $L+$  and  $L- = 0.6 L+$ , for inclination ( $\alpha$ ) between  $\alpha+$  and  $\alpha- = 0.5 \alpha+$ , and for the volume flow rate (VF) between  $\text{VF}+$  and  $\text{VF}- = 0.8 \text{VF}+$ . The PO content of the LF served as the test variable. The processed input material consisted of a 2:3 synthetic mixture of coloured PO flakes (actually PP flakes,  $\rho \sim 900 \text{ kg/m}^3$ ) and coloured PET flakes ( $\rho \sim 1300 \text{ kg/m}^3$ ).

*Ad 2.* Within the second test campaign, diverse waste fractions containing PCP of various initial PO contents were processed in the pilot-scale plant. Separation efficiency was expressed in PO content of the LF and PO recovery to the LF was analysed. Moreover, fractions were grouped into three categories with a PO content of  $\sim 10$ ,  $\sim 30$ , and  $\sim 50 \text{ wt}\%$ , each including at least two fractions.

*Ad 3.* To prove a potential increase in separation efficiency when applying two-stage processing, the LF of the first separation step was reprocessed. In addition, we studied the effects of countercurrent (standard) and cocurrent operation modes, available for the CFS (see Fig. 5) based

**Fig. 5** Cylindrical centrifugal force separator (CFS) in standard countercurrent operation (left) and in cocurrent operation (right)





**Table 2** Results of a  $2^k$  factorial test displaying the impact of three operation parameters, length, inclination, and volumetric flow rate of the separation medium, on the separation process in the CFS

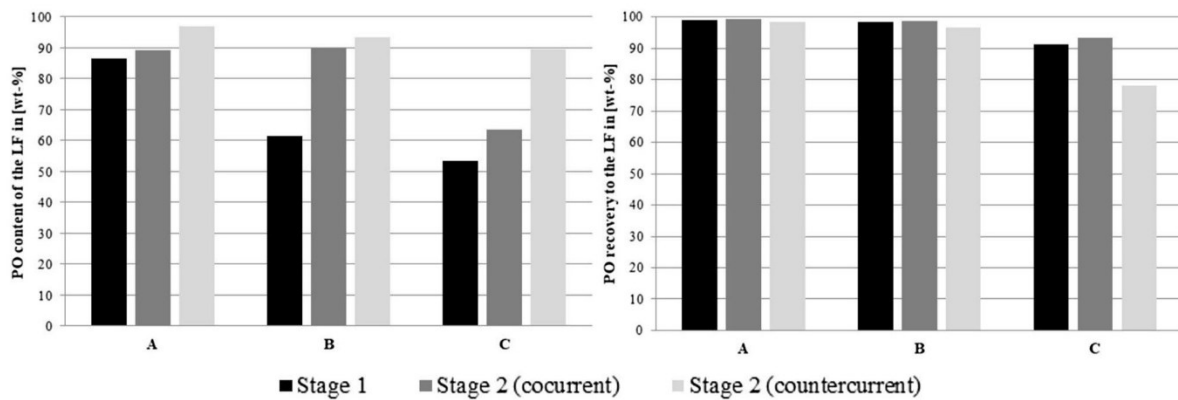
Applied parameter	PO content (wt%)			Parameter	Average effect	Significance ( $\sigma=0.01$ )
	1	2	3			
$L-/a-/VF-$	98.8	98.4	98.0	$L$	11.9	Yes
$L-/a-/VF+$	99.5	97.9	98.4	$a$	-8.8	Yes
$L-/a+/VF-$	96.8	96.1	96.3	$VF$	9.0	Yes
$L+/a+/VF+$	99.0	98.5	99.0	$L/a$	5.3	Yes
$L+/a-/VF+$	98.0	97.8	97.5	$L/VF$	1.3	No
$L-/a-/VF-$	99.5	99.5	99.5	$a/VF$	4.7	No
$L+/a+/VF-$	97.8	98.0	98.5	$L/a/VF$	-1.1	No
$L+/a+/VF+$	99.5	99.5	99.5			

$L$ , length;  $a$ , inclination;  $VF$ , volume flow, -, low; +, high; 1, ... 3, artificial PP/PET mixtures

**Table 3** Separation efficiency achieved by processing representative waste fractions containing PCP under the process concept of “Plastic Reborn”

PO content of the feed (wt%)	Description	Feed		HF		MF		LF		
		$r_m$	$c_{PO}$	$r_m$	$c_{PO}$	$r_m$	$c_{PO}$	$r_m$	$c_{PO}$	$r_{PO}$
		(wt%)		(wt%)		(wt%)		(wt%)		
-50	Aa	100.0	46.4	27.4	0.2	19.3	2.4	53.3	86.4	98.9
	Ab	100.0	48.3	22.2	0.9	31.9	15.2	45.9	94.2	89.6
-30	Ba	100.0	31.4	30.9	0.5	33.8	2.8	35.3	85.8	96.5
	Bb	100.0	20.2	49.2	0.5	2.8	17.4	47.9	61.4	97.6
-10	Ca	100.0	13.4	45.7	0.7	32.0	3.6	22.3	53.5	89.0
	Cb	100.0	10.8	47.2	0.4	31.0	0.5	21.8	47.7	96.7

$r_m$  Mass recovery,  $c_{PO}$  content of polyolefins,  $r_{PO}$  recovery of polyolefins, Aa, ... Cb waste fractions with different PO contents



**Fig. 6** Results of two-stage processing to increase separation efficiency, content of polyolefins (left), and recovery of polyolefins (left)

on [26]. The resulting separation efficiency was evaluated as described above. The detailed results of the three mentioned test campaigns are outlined in the following chapter (see Tables 2, 3; Fig. 6).

### Results and discussion

Table 2 presents the results of the first test campaign, which aimed to reveal the effects of the three operation parameters, length, inclination, and volume flow rate of the separation medium, on the separation process in the

CFS. The efficiency of the separation was measured by the PO content in the LF when separating PP from a 2:3 PP/PET mixture.

The findings reveal that all 24 test runs resulted in very high PO contents of > 96 wt%. Yet, statistical test analysis applying a  $2^k$  factorial design indicated several differences. Accordingly, the separator, length, has the most significant impact on the separation process; it should be as long as possible because the value of the average effect is positive (see Table 2). On the other hand, inclination and volume flow rate affect the separation efficiency in a similar way, provided inclination is low and the volume flow rate is high. In conclusion, we may state that the effects of each of the three parameters are significant on the 0.01 level; considering their combinations, only that of the relationship between length and inclination is of higher relevance.

The favourable impact of both high length and low inclination on the separation process in the CFS is based on the increased particle residence time in the separation chamber. Thus, particles with a lower settling velocity have more time to adapt, which raises the probability of being discharged to that fraction matching their density. High volume flow rates increase tangential velocities which enhance centrifugal forces. As a result, particles will settle rapidly, thus reducing the settling time.

Table 3 demonstrates the PO contents of the LF and the PO recovery to the LF which were achieved by processing representative waste fractions containing PCP under the process concept of “Plastic Reborn”. For the sake of completeness, the mass recovery and the PO content of the MF and HF were included.

The results in Table 3 show that the PO recovery to the LF exceeds 90 wt% for almost all the waste fractions processed, which implies that losses of PO to the residual fractions, particularly to the MF, are low. The PO content of the LF comes close to the rate of 90 wt%, particularly required for the PO-rich waste fractions, but decreases when the initial PO content of the waste fractions under consideration is low. In these cases, the level ranges between 45 and 60 wt%, which is not satisfactory. This effect may be explained by the fact that the CFS produces a purer MF when being operated in the countercurrent mode [8]. Due to the case that the particles are centrally fed via the separator cover directly into the water vortex, close to the interface between the vortex and the inner air core, we observed that certain particles are quickly discharged. They leave the separation chamber at the bottom via the LF outlet without being subjected to the density selection of the acting forces, because they do not enter the water vortex, responsible for separation. The reason for this deficit may be seen in the interplay between hydrodynamics and the surface conditions of some particles, such as adhered air bubbles, hydrophobic character, or elongated shape. However, this problem can be solved by

increasing the separator length, which enhances the probability that these particles are absorbed by the vortex and undergo normal separation.

Two-stage or multiple-stage processing provides yet another option to prolong the particle residence time and, thus, boost separation efficiency. This concept is generally used in mechanical processing plants equipped with conventional cyclones. Figure 6 illustrates the results of the related test campaigns.

To highlight the differences in the operation modes of the CFS, the second stage was conducted under both countercurrent and cocurrent operation modes. The LF produced in the first run underwent reprocessing. Generally speaking, the first stage should be operated in the standard countercurrent mode because of the above-mentioned positive effects on particle separation.

Considering all the processed LF and the two operation options in two-stage processing, we may conclude that the intended increase in PO concentration was successful. Losses in PO recovery, especially if the second stage is operated in the cocurrent mode, may be related to the above-mentioned contrary effect. The functional design of the CFS is highly suitable to produce very pure LF when it is operated in the cocurrent mode.

## Conclusion

Comparing diverse dry and wet mechanical processing technologies has revealed that the separators used in wet float–sink separation are highly suitable for PO recovery resulting from waste fractions containing PCP. Due to their density, these separators facilitate the efficient PO separation because most of the remaining waste components are characterised by higher densities than PO and consequently sink to the bottom. The cylindrical centrifugal force separator (CFS) inclined from the horizontal axis stands out from similar facilities even though its close “relatives”, conical–cylindrical sorting cyclones or gas cyclones are better known. The CFS introduced in this paper has evolved from coal processing. It convinces through a great number of qualities: simple, robust, and low-complex design, accelerated particle settling caused by the applied strong centrifugal force field, high material throughputs per unit, and, last but not least, an increased “economy of scale”. Moreover, compared to common sorting cyclones, enhanced particle residence times are achieved, implying a rise in separation efficiency. The most relevant advantage must be seen in the disconnection of the solid particle feed from the separation medium. It was one of the main objectives of the CFS pilot-scale plant designed at Montanuniversitaet Leoben to study the PO separation from waste fractions containing PCP. The pilot plant also comprises a hydro jig that pre-separates heavy waste components



such as glass, sand, stones, or metals by using a density layering process.

Diverse test runs have shown that it is possible to separate a polyolefin-rich LF (PO flake) when processing various representative waste fractions containing PCP. These waste fractions were divided into three groups according to their initial PO content of ~10, ~30, and ~50 wt%. All waste streams under investigation nearly exceeded the 90 wt% level of PO content of the produced LF and PO recovery to the LF. These highly satisfactory results were achieved by two-stage processing of the LF by using different combinations of the operation modes in the first and second stage (countercurrent–cocurrent and countercurrent–countercurrent). It needs to be noted that the first separation stage operated in countercurrent operation mode only yielded a reduced concentration of LF (50–65 wt%) for an initially low PO content. On the other hand, PO recovery exceeded the 90 wt% level for most of the input fractions even in one-stage processing. Based on the tests, the following parameters proved to be decisive for the sink–flow separation process: length and inclination of the separator, which both affect the particle residence time, as well as the volume flow rate of the separation medium that impacts settling velocity and settling time.

**Acknowledgements** Open access funding provided by Montanuniversität Leoben. We are very grateful to the Austrian Research Promotion Agency, who gave us quick and uncomplicated access to research funding, and to our industrial cooperation partners who do not want to be named. We also thank our colleagues for their valuable support.

**Open Access** This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made.

## References

- Aguado J, Serrano DP, Escola JM (2008) Fuels from waste plastics recycling by thermal and catalytic processes: a review. *Renew Sustain Energy Rev* 47:7982–7992. <https://doi.org/10.1021/ie800393w>
- Álvarez MM, Sierra HM, Sánchez Lasheras F, Cos Juez FJ (2017) A parametric model of the LARCODEMS heavy-media separator by means of multivariate adaptive regression splines. *Minerals* 10(7):729. <https://doi.org/10.3390/ma10070729>
- Bauer M (2014) Mechanical processing of post-consumer plastics for chemical recycling. Dissertation, Montanuniversität Leoben, Austria
- Cammack P (1987) Der LARCODEMS—ein neuer Schwertrübscheider für Rohkohle der Körnung 100 bis 0.5 mm (LARCODEMS—a new swarf crusher for raw coal of grain sizes from 100 to 0.5 mm). *Aufbereitungstechnik* 8:427–434
- EC (European Commission) (ed) (2015) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: towards a circular economy: an EU action plan for the Circular Economy. European Commission, Brussels
- EP (European Parliament) (ed) (2018) Briefing EU legislation in Progress—circular economy package. Four legislative proposals on waste, March 2018. European Parliament, Brussels
- Ferrara G, Bevilacqua P, Lorenzi L, Zanin M (2000) The influence of particle shape on the dynamic dense medium separation of plastics. *Int J Miner Process* 59(3):225–235. [https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(99\)00078-2](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(99)00078-2)
- Gent M, Mendez M, Torano J, Isidro D, Torno S (2009) Cylinder cyclone (LARCODEMS) density media separation of plastic wastes. *Waste Manag* 29:1819–1827. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.12.026>
- Gent MR, Menendez M, Torano J, Torno S (2011) Optimization of the recovery of plastics for recycling by density media separation cyclones. *Resour Conserv Recycl* 55(4):472–482. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.12.010>
- Gent MR, Menendez M, Torano J, Torno S (2011) DMS cyclone separation processes for optimization of plastic wastes recycling and their implications. *Waste Manag Res* 29(6):644–655. <https://doi.org/10.1177/0734242X10385178>
- Hori K, Tsunekawa M, Hiroyoshi N, Ito M (2009) Optimum water pulsation of jig separation for crushed plastic particles. *Int J Miner Process* 92(3–4):103–108. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2009.01.001>
- Ito M, Tsunekawa M, Ishida E, Kawai K, Takahashi T, Abe N, Hiroyoshi N (2010) Reverse jig separation of shredded floating plastics—separation of polypropylene and high density polyethylene. *Int J Miner Process* 97(1–4):96–99. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2010.08.007>
- Kranert M, Cord-Landwehr K (2010) Einführung in die Abfallwirtschaft (Introduction to waste management). Vieweg + Teubner Verlag, Wiesbaden
- Kumar S, Panda AK, Singh RK (2011) A review on tertiary recycling of high-density polyethylene to fuel. *Resour Conserv Recycl* 55:893–910. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.005>
- Kuwayama Y, Ito M, Hiroyoshi N, Tsunekawa M (2011) Jig separation of crushed automobile shredded residue and its evaluation by float and sink analysis. *J Mater Cycles Waste Manag* 13(3):240–246. <https://doi.org/10.1007/s10163-011-0008-y>
- Kranzinger L, Pomberger R, Schwabl D, Flachberger H, Bauer M, Lehner M, Hofer W (2018) Output-oriented analysis of the wet mechanical processing of polyolefin-rich waste for feedstock recycling. *Waste Manag Res*. <https://doi.org/10.1177/0734242X18764294>
- McCulloch J, Hölter H (1998) Verfahren und Vorrichtung zum Trennen von Mineralien (Method and device for separating minerals). Patent DE19847229A1. Anmeldedatum: 14.10.1998
- Panda AK, Singh RK, Mishra DK (2010) Thermolysis of waste plastics to liquid fuel. A suitable method for plastic waste management and manufacture of value added products—a world prospective. *Renew Sustain Energy Rev* 14:233–248. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.005>
- PlasticsEurope (ed) (2014) Plastics—the facts 2014. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels, Belgium: Plastics Europe. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2014.aspx>. Accessed 12 Nov 2016
- PlasticsEurope (ed) (2016) Plastics—the facts 2016. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels, Belgium: Plastics Europe. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx>. Accessed 12 Nov 2016
- Pomberger R, Sarc R, Lorber K (2017) Dynamic visualisation of municipal waste management performance in the EU using Ternary diagram method. *Waste Manag* 61:558–557. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.018>

22. Pongstabodee S, Kunachitpimol N, Damronglerd S (2008) Combination of three-stage sink–float method and selective flotation technique for separation of mixed post-consumer plastic waste. *Waste Manag* 28(3):475–483. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.005>
23. Sarc R, Lorber KE, Pomberger R (2014) Design, quality and quality assurance of solid recovered fuels (SRF) for the substitution of fossil feedstock in the cement industry. *Waste Manag Res* 32:565–585. <https://doi.org/10.1177/0734242X14536462>
24. Scheirs J, Kaminsky W (2006) Feedstock recycling and pyrolysis of waste plastics. Converting waste plastics into diesel and other fuels. Wiley, Chichester
25. Schubert H (1996) *Aufbereitung fester Stoffe (Treatment of solids), Volume II: Sortierprozesse*. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Stuttgart
26. Schwabl D, Flachberger H, Kranzinger L, Bauer M, Hofer W (2017) Innovatives Verfahren zur Anreicherung von Polyolefin-Konzentraten aus industriellen Reststoffströmen zum Zwecke einer stofflichen Verwertung (An innovative process for the enrichment of polyolefin concentrates from industrial residual material streams for material recycling). In: Thomé-Kozmiensky KJ, Goldmann D (eds) *Proceedings of the 10th “Recycling und Rohstoffe” Conference*, TK-Verlag, Berlin, pp 199–218
27. Siebtechnik GmbH (ed) (2018) Pulsator Jig. Typ SK (Product folder). <https://www.siebtechnik.com/wp-content/uploads/2017/04/wb206e-SK.pdf>. Accessed 27 Mar 2018
28. Tsunekawa M, Tsunekawa M, Kobayashi R, Hori K, Okada H, Abe N, Hiroyoshi N, Ito M (2012) Newly developed discharge device for jig separation of plastics to recover higher grade bottom layer product. *Int J Miner Process* 114–117:27–29. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2012.09.003>
29. Venkoba Rao B, Kapur PC, Konnur R (2003) Modeling the size-density partition surface of dense-medium separators. *Int J Miner Process* 72(1–4):443–453. [https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(03\)00118-2](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(03)00118-2)

## 7.2 Szenario – Abfallwirtschaftliche Implementierung von „Plastic Reborn“

In Österreich wird der überwiegende Anteil der gemischten Abfallströme thermisch behandelt bzw. in MBA oder MA vorbehandelt und die heizwertreichen Anteile danach energetisch verwertet. Bei diesem Vorbehandlungsprozess werden derzeit weniger als 5 M-% der Wertstoffe (primär Metalle) für das Recycling aussortiert. Folglich geht das recyclingfähige Kunststoffpotenzial verloren. Kranzinger et al. (2018) schätzen das vorhandene Polyolefinpotenzial auf über 300.000 t/a. Im Lichte der bevorstehenden Erhöhung der Recyclingquoten für Siedlungsabfälle und Verpackungsabfälle bis zum Jahr 2025 könnten diese ungenutzten recyclingfähigen Kunststoffmengen von wesentlicher Bedeutung sein.

### 7.2.1 Beschreibung des Szenarios

Die folgenden Ausführungen beschreiben ein Szenario, bei dem das innovative nass-mechanische Abfallbehandlungsverfahren „Plastic Reborn“ in das System der österreichischen Abfallwirtschaft integriert wird. Ziel ist es, die „Plastic Reborn“-Anlage verfahrenstechnisch mit einer MA/EBS (mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit Ersatzbrennstoffherstellung) zu koppeln und so das ungenutzte Polyolefinpotenzial für das rohstoffliche Recycling verfügbar zu machen (Abbildung 14). Dabei werden in einem ersten Schritt gemischte Abfallströme in der MA/EBS zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet und danach direkt in die prozesstechnisch verbundene „Plastic Reborn“-Anlage eingebracht.

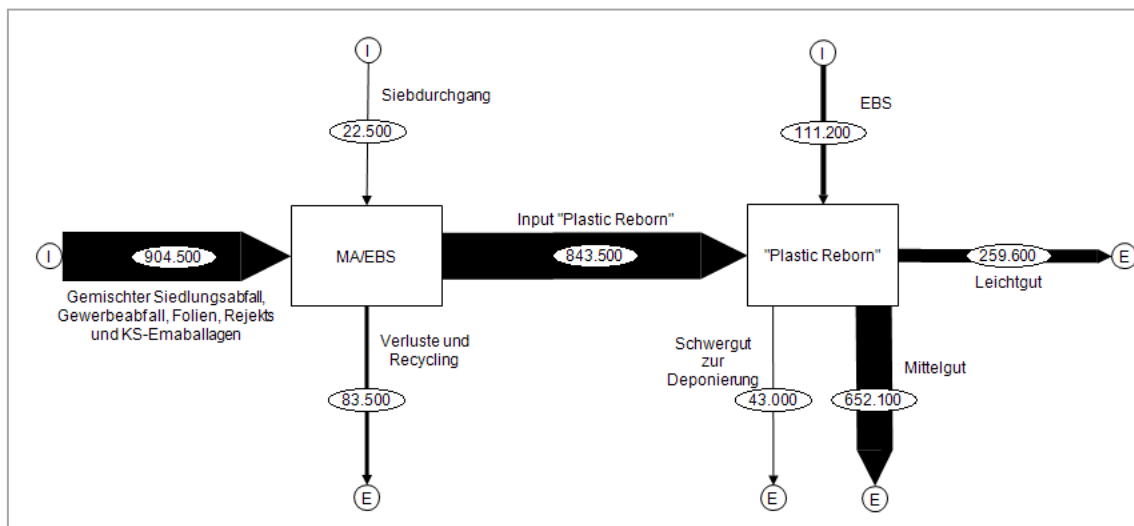


Abbildung 14: Abfallwirtschaftliches Subsystem der Koppelung der „Plastic Reborn“-Anlage mit einer MA/EBS.

Quelle: eigene Darstellung.

EBS: Ersatzbrennstoff; MA/EBS: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit Ersatzbrennstoffherstellung.



Die vorbehandelten hoch- und mittelkalorischen Ersatzbrennstoffe aus der MBA/EBS sind bereits technisch soweit konditioniert (Störstoffentfrachtet und zerkleinert), dass der „Plastic Reborn“-Prozess problemlos durchgeführt werden kann. Bei diesem nass-mechanischen Trennprozess werden drei Fraktionen erzeugt, nämlich Schwergut, Mittelgut und Leichtgut. Im Leichtgut werden die recyclingfähigen Polyolefine angereichert. Dieses hochreine Polyolefinkonzentrat bildet den Input für die rohstoffliche Recyclinganlage. Die thermische Fraktion, das Mittelgut, ist als Ersatzbrennstoff bei Mitverbrennungsanlagen verwertbar. Das Schwergut besteht hauptsächlich aus inerten Materialien und könnte deponiert werden.

## 7.2.2 Massenverteilung der Outputströme

Für die Erstellung einer Stoffflussanalyse des Szenarios (Abbildung 15 und Abbildung 16) wurde aus den Ergebnissen der Technikumsversuche (siehe V4) eine Massenbilanz (Tabelle 7) für die „Plastic Reborn“-Anlage abgeleitet. Die fehlenden Werte konnten durch nachstehende Berechnungen und Annahmen vervollständigt werden.

Unter optimalen Betriebsbedingungen ist zu vermuten, dass die Schwerfraktion ausnahmslos aus Inertstoffen besteht. Bei der Sortieranalyse von Schaffernack (2017) konnten aus dem Schwergut 20 M- % Inertstoffe sortiert werden. Somit sollte das Schwergut unter realen Bedingungen 4,5 M- % des Inputs ausmachen und keine Polyolefine mehr beinhalten.

Tabelle 7: Berechnete Massenbilanz der Outputströme der „Plastic Reborn“-Anlage von einem realistischen Abfallinput.

Fraktion	Anteil Outputstrom [M- %]	PO-Gehalt [M- %]
Schwerfraktion	4,5	0,0
Mittelfraktion	68,3	1,9
Leichtfraktion	27,2	90,0

Quelle: Eigene Berechnungen.

PO: Polyolefin.

Für das Leichtgut gilt der Ansatz, dass es zu 90 M- % aus Polyolefinen besteht und dass 95 M- % der Polyolefine, die in die „Plastic Reborn“-Anlage gelangen, in das Leichtgut überführt werden können. Die Gesamtmenge der Polyolefine, die „Plastic Reborn“ zugeführt werden, ist aus der Abfallmenge des Inputs und dessen Polyolefingehalt bekannt (siehe V3).

Das Mittelgut berechnet sich aus der Differenz des Inputs und der Summe aus Schwergut und Leichtgut. Der Polyolefingehalt des Mittelguts ergibt sich aus den verbleibenden 5 M- % der Polyolefine, die nicht in das Leichtgut übergehen.

### 7.2.3 Ergebnisse und Auswirkungen des Szenarios

Die Stoffflussanalyse in Abbildung 15 zeigt, dass durch die verfahrenstechnische Koppelung der „Plastic Reborn“-Anlage mit einer MA/EBS-Anlage wesentliche Stoffströme von recyclingfähigen Polyolefinen in das rohstoffliche Recycling umgeleitet werden, ohne gleichzeitig das werkstoffliche Recycling infrage zu stellen. Darüber hinaus werden auch die Kapazitäten bereits bestehender Anlagen, wie MVA mit Rostfeuerung und EBS- Aufbereitungsanlagen, genutzt. Auch die Aufteilung der Abfallströme zu den Leichtverpackungssortierungsanlagen bleibt unverändert.

Eine wichtige Änderung ist aber das Wegfallen der MBA-Anlagen. Es ist zu vermuten, dass diese Betriebe immer mehr zu biologischen Trocknungsanlagen umgewandelt werden. Das Ziel bei diesem Anlagentyp ist nicht die Reduktion des Kohlenstoffanteils, sondern die Verringerung des Wassergehalts im Abfall. Die Abfallmengen, die ursprünglich in die MBA geleitet wurden, werden durch die Implementierung von „Plastic Reborn“ in die MA/EBS umgelenkt. Die biologischen Trocknungsanlagen stellen für das Szenario ein sinnvolles Verfahren da, um die von Polyolefinen entfrachtete Mittelfraktion zu behandeln. Dabei wird mittelkalorisches Gut hergestellt, das bei der Sekundärfeuerung in Zementwerken zum Einsatz kommen kann. Auf Basis des vorgestellten Modells werden insgesamt 904.500 t gemischter Siedlungsabfall, Gewerbe- und Produktionsabfall in die MA/EBS transferiert. Hinzu kommen noch 22.500 t Siebdurchgang aus den Leichtverpackungssortieranlagen. In den MA/EBS fallen aus diesen Abfallströmen 83.500 t Recyclingmaterial (hauptsächlich Metalle) durch Sortierung an. In einem nächsten Schritt werden die restlichen 843.500 t als Input in die gekoppelte „Plastic Reborn“ als vorbereiteter Ersatzbrennstoff eingebracht. Durch Umlenkung gelangen 111.200 t Ersatzbrennstoffe aus den EBS-Aufbereitungsanlagen als zusätzliches Input in die „Plastic Reborn“-Anlage. Daraus entstehen 43.000 t Schwergut, 652.100 t Mittelgut und 259.600 t Leichtgut. Da das Schwergut weitgehend aus Inertstoffen besteht, ist die Deponierung der Fraktion nach Entwässerung möglich. Das Mittelgut kann, wie bereits erwähnt, in die biologische Trocknung verbracht werden und verliert dort aufgrund des Wasserverlustes rund 30 M- % seiner Masse (Soyez und Plickert 2002). Rund 456.400 t des getrockneten Mittelguts fallen als mittelkalorische Fraktion an, davon werden ca. 304.000 t als „EBS-polyolefinentfrachtet“ (im Vergleich zu heutigen EBS enthält diese Abfallfraktion keine Polyolefine, ist also polyolefinentfrachtet) in österreichischen Zementwerken genutzt. Diese Abfallmenge errechnet sich aus den derzeitigen Annahmekapazitäten der österreichischen

---

Zementwerke von EBS aus Kunststoffabfällen (Mauschitz 2016). Die restlichen 152.400 t der polyolefinentfrachteten EBS sind in Wirbelschichtanlagen thermisch verwertbar.

Das Leichtgut wird schließlich als Input für eine rohstoffliche Verwertungsanlage verwendet. Bei diesem Prozess entstehen ein Naphtha-ähnliches „Syncrude“ und ein Gasöl-ähnliches Produkt. Aus dem Naphtha-ähnlichen „Syncrude“ können 53.400 t rohstofflich recycelte Polyolefine und 191.600 t Kraftstoff erzeugt werden (OMV 2016).

Abbildung 16 illustriert auf der Stoffebene der Polyolefine die stoffstrombezogenen Auswirkungen der verfahrenstechnischen Koppelung von „Plastic Reborn“ mit einer MA/EBS-Anlage. Die Polyolefinmengen berechnen sich aus den Abfallströmen und den dazugehörigen Polyolefingehalten, die in Abschnitt 5.3 und in V3 beschrieben wurden. Die Kalkulationen basieren auf der Annahme, dass keine Polyolefine in den Abfallbehandlungsanlagen verloren gehen.

Aus den Leichtverpackungssortieranlagen können etwa 60.000 t/a an Polyolefinen in das werkstoffliche Recycling gelenkt werden. Im Stoffstrom „Siebdurchgang“, der zur MA/EBS-Anlage gelangt, befinden sich 30 M- % Polyolefine. Die restlichen Polyolefine werden mit der Mischkunststofffraktion einer EBS-Aufbereitungsanlage zugeführt und nach der Aufbereitung als EBS direkt zur gekoppelten „Plastic Reborn“-Anlage verbracht. Auch die Polyolefine aus der MA/EBS werden zur „Plastic Reborn“-Anlage geleitet. Die Polyolefine teilen sich nach der nass-mechanischen Behandlung in eine Mittel- und eine Leichtfraktion. **Durch dieses Subsystem gelangen 233.700 t an zusätzlichen Kunststoffen in das rohstoffliche Recycling.**

Zusammenfassend zeigt sich, dass sich durch die Koppelung der „Plastic Reborn“-Anlage mit einer MA/EBS-Anlage mehr als zwei Drittel des Sekundärrohstoffpotenzials von der Verbrennung in das rohstoffliche und werkstoffliche Recycling umlenken lassen. Dies bedeutet, dass anstelle von ursprünglich 60.000 t Polyolefinen nun 293.700 t Polyolefine recycelt werden und somit das abfallwirtschaftliche Gesamtsystem an Ressourceneffizienz gewinnt. Oder anders ausgedrückt: **Die Recyclingmengen der Polyolefine können von ca. 14 M- % auf 54 M- % mehr als verdreifacht werden.**

Im Hinblick auf die notwendige Steigerung der Recyclingquote aus Siedlungsabfällen (4,2 Mio. t) ergeben die zusätzlich umgelenkten Kunststoffe einen Anteil von knapp 7 M- %. Verglichen mit der derzeitigen Kunststoffrecyclingmenge, bedeutet dies eine Steigerung von beinahe 6 M- %. **Die Koppelung einer nass-mechanischen „Plastic Reborn“-Anlage mit einer MA/EBS besitzt definitiv das Potenzial, signifikante Mehrmengen der ungenutzten Polyolefine von der Verbrennung in das Recycling umzulenken. Mit den abgetrennten**

---

**Kunststoffen kann ein signifikanter Beitrag zur Erfüllung der europäischen 2035-Recyclingziele von 65 M- % bei den Siedlungsabfällen (ENVI 2018c) und gleichzeitig bei den Recyclingquoten der Kunststoffverpackungen von 55 M- % bis 2030 (ENVI 2018a) geleistet werden.**

---

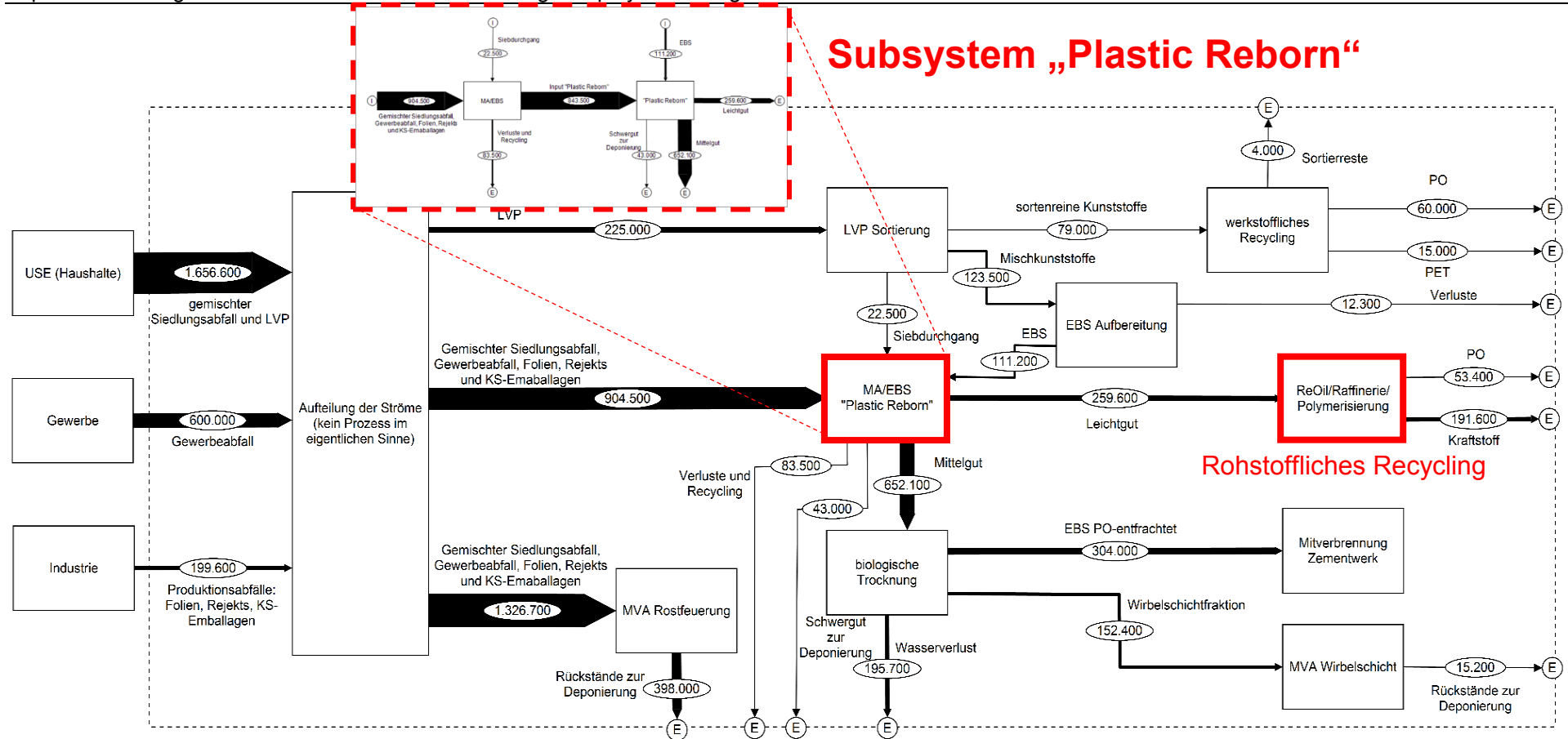


Abbildung 15: Stoffflussanalyse des Szenarios „Implementierung der ‚Plastic Reborn‘-Anlage in das bestehende österreichische Abfallwirtschaftssystem und Verwertung der Polyolefinkonzentrate in einer rohstofflichen Recyclinganlage“. (Darstellung auf Ebene der gesamten Abfälle, Referenzjahr 2015)

Quelle: Eigene Darstellung.

EBS: Ersatzbrennstoff; LVP: Leichtverpackung der getrennten Kunststoffsammlung; LVP-Sortierung: Leichtverpackungssortieranlagen; MA: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen; MBA: Mechanisch-biologische Anlagen; MA/EBS: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit Ersatzbrennstoffherstellung; MVA: direkte Müllverbrennungsanlagen; PET: Polyethylenterephthalat; PO: Polyolefine; USE: Abfälle aus dem Haushaltsbereich; WS: Wirbelschichtfeuerung.

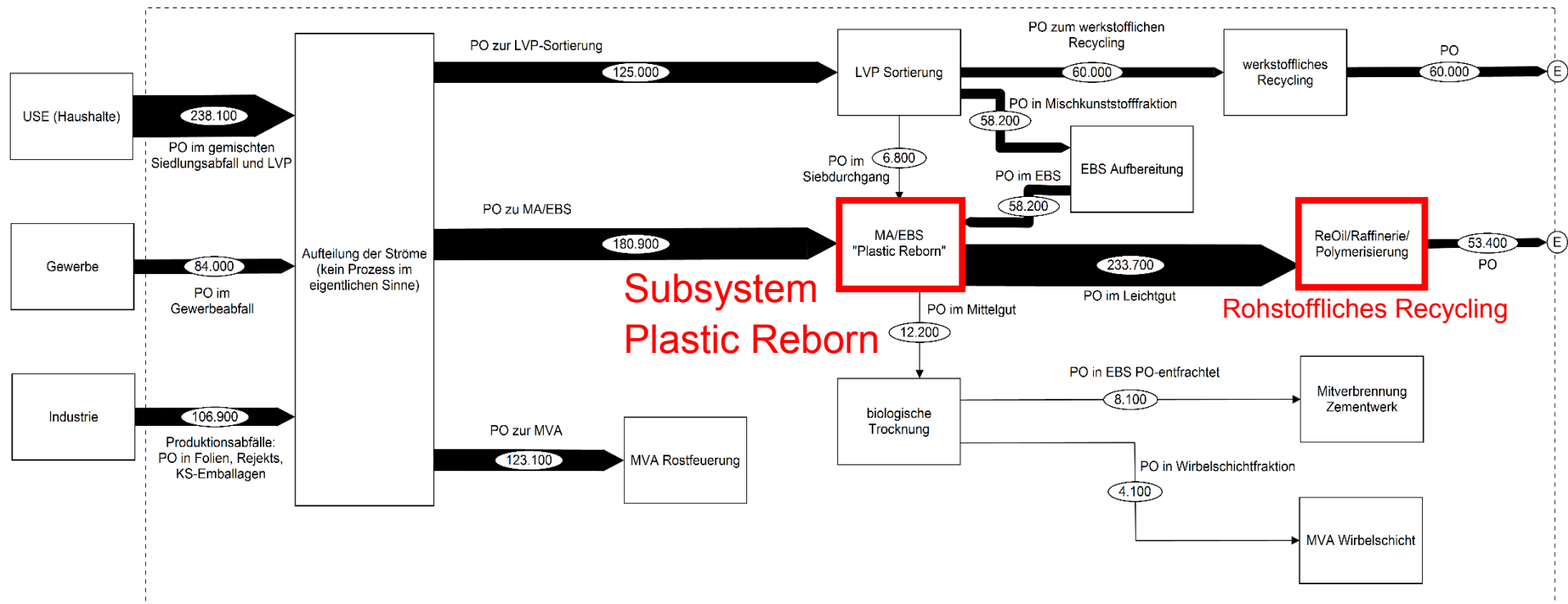


Abbildung 16: Stoffflussanalyse des Szenarios „Implementierung der ‚Plastic Reborn‘-Anlage in das bestehende österreichische Abfallwirtschaftssystem und Verwertung der Polyolefinkonzentrate in einer rohstofflichen Recyclinganlage“. (Darstellung auf Ebene der Polyolefine, Referenzjahr 2015)

Quelle: Eigene Darstellung.

EBS: Ersatzbrennstoff; LVP: Leichtverpackung der getrennten Kunststoffsammlung; LVP-Sortierung: Leichtverpackungssortieranlagen; MA: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen; MBA: Mechanisch-biologische Anlagen; MA/EBS: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit Ersatzbrennstoffherstellung; MVA: direkte Müllverbrennungsanlagen; PET: Polyethylenterephthalat; PO: Polyolefine; USE: Abfälle aus dem Haushaltsbereich; WS: Wirbelschichtfeuerung.

Ergänzend zu Abbildung 15 und Abbildung 16 sind in Tabelle 8 die gesamten Abfallströme und ihre Polyolefingehalte angeführt.

Tabelle 8: Liste der Polyolefingehalte der Primär- und Sekundärabfälle nach der Vorbehandlung in den unterschiedlichen Abfallbehandlungsanlagen.

		[t/a]	PO-Gehalt [M- %]	[t PO/a]
Gesamtabfall		2.456.200	17	429.000
<b>Aufteilung der Ströme</b>				
Gesamtabfall zur MVA		1.326.700	9	123.100
Gesamtabfall zur MA/EBS		904.500	20	180.900
Gesamtabfall zur LVP-Sortierung		225.000	56	125.000
<b>LVP-Sortierung</b>				
<i>Input</i>	LVP	225.000	56	125.000
<i>Output</i>	sortenreine Kunststoffe	79.000	76	60.000
	Mischkunststofffraktion	123.500	47	58.200
	Siebdurchgang	22.500	30	6.800
<b>Werkstoffliches Recycling</b>				
<i>Input</i>	sortenreine Kunststoffe	79.000	76	60.000
<i>Output</i>	PO	60.000	100	60.000
	PET	15.000	0	0
	Sortierreste	4.000	0	0
<b>EBS-Aufbereitung</b>				
<i>Input</i>	Mischkunststofffraktion	123.500	47	58.200
<i>Output</i>	Verluste	12.300	0	0
	Input „Plastic Reborn“ aus EBS-Aufbereitung	111.200	52	58.200
<b>MA/EBS</b>				
<i>Input</i>	Gesamtabfall zur MA/EBS	904.500	20	180.900
	Siebdurchgang	22.500	30	6.800
<i>Output</i>	Input „Plastic Reborn“ aus MA/EBS	843.500	22	187.700
	Verluste und Recycling	83.500	0	0
<b>„Plastic Reborn“</b>				
<i>Input</i>	Input „Plastic Reborn“ aus MA/EBS	843.500	22	187.700
	Input „Plastic Reborn“ aus EBS-Aufbereitung	111.200	52	58.200
<i>Output</i>	Leichtgut	259.600	90	233.700
	Mittelgut	652.100	2	12.200
	Schwergut	43.000	0	0
<b>MVA</b>				
<i>Input</i>	Gesamtabfall zur MVA	1.326.700	9	123.100
<i>Output</i>	Rückstände zur Deponierung aus MVA	398.000	0	0



<b>Biologische Trocknung</b>				
<i>Input</i>	Input biologische Trocknung	652.100	2	12.200
<i>Output</i>	Mittelgut getrocknet	456.400	3	12.200
	Wasserverlust	195.700	0	0
<b>Mitverbrennung Zementwerk</b>				
<i>Input</i>	Mittelgut getrocknet	304.000	3	8.100
<b>Mitverbrennung Wirbelschicht</b>				
<i>Input</i>	Wirbelschichtfraktion	152.400	3	4.100
<i>Output</i>	Rückstände zur Deponierung aus WS	15.200	0	0
<b>ReOil</b>				
<i>Input</i>	Leichtgut	259.600	90	233.700
<i>Output</i>	Naphtha-ähnliches „Syncrude“	76.600	0	0
	Gasöl-ähnliche Produkte	170.300	0	0
<b>Raffinerie</b>				
<i>Input</i>	Naphtha	76.600	0	0
	Gasöl-ähnliche Produkte	170.300	0	0
<i>Output</i>	Propylen/Ethylen	54.500	0	0
	Diesel	159.600	0	0
	Benzin	16.900	0	0
	Kerosin	10.800	0	0
<b>Polymerisation</b>				
<i>Input</i>	Propylen/Ethylen	54.500	0	0
<i>Output</i>	HDPE/LDPE/PP	53.400	100	53.400

Quelle: Modifizierte Tabelle nach (Schwarz et. al. 2018).

EBS: Ersatzbrennstoff; LVP: Leichtverpackung der getrennten Kunststoffsammlung;  
LVP-Sortierung: Leichtverpackungssortieranlagen; MA: Mechanische  
Abfallvorbehandlungsanlagen; MA/EBS: Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit  
Ersatzbrennstoffherstellung; MBA: Mechanisch-biologische Anlagen; MVA: direkte  
Müllverbrennungsanlagen; PET: Polyethylenterephthalat; HDPE/LDPE/PP: Polyethylen High  
Density/Polyethylen Low Density/Polypropylen; PO: Polyolefine; WS: Wirbelschichtfeuerung.

## 8 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Eines der ehrgeizigen Ziele der EU liegt in der massiven Steigerung der Recyclingquote von Kunststoffverpackungen von 22,5 M- % auf 50 M- % bis 2025. Da die Kunststoffrecyclingquote auf der einen Seite von legislativen Rahmenbedingungen und auf der anderen Seite von wirtschaftlichen und technischen Wechselwirkungen geprägt wird, gestaltet sich das Thema äußerst vielschichtig und komplex. Nach einem kontinuierlichen Anstieg der europaweiten Recyclingquote zwischen 2006 und 2011 schwankte diese ab 2011 bis 2015 zwischen 40 M- % und 44 M- % (Eurostat 2018). Eine signifikante Steigerung konnte nicht erzielt werden (Abbildung 17). Für diese scheinbare Leistungssättigung sind möglicherweise mehrere Gründe verantwortlich, wie zum Beispiel die fehlenden Mengen an recyclingfähigen Kunststoffen in der getrennten Sammlung, ein Defizit an technischen Innovationen bei den Abfallbehandlungs- und Recyclinganlagen sowie das Fehlen von ökonomischen Anreizsystemen und legislativen Fördermaßnahmen für die Stakeholder.

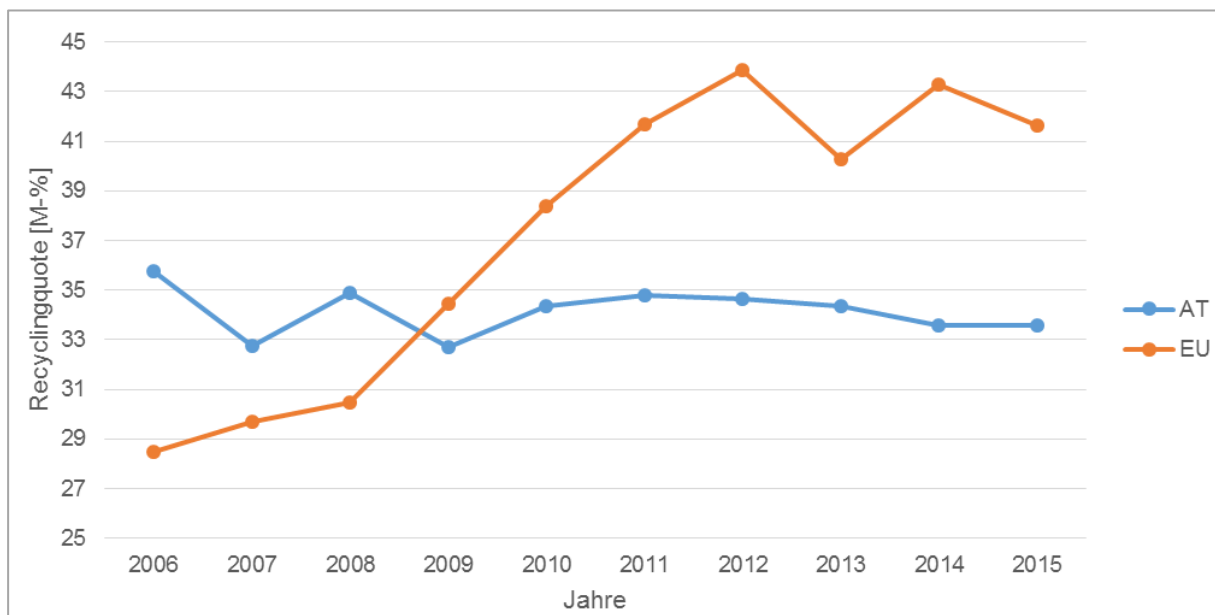


Abbildung 17: Entwicklung der Recyclingquote für Kunststoffverpackungen in Österreich (AT) und in der EU von 2006 bis 2015.

Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von (Eurostat 2018).

Die Recyclingquote in Österreich nahm 2011-2015 einen stagnierenden bis leicht rückgängigen Verlauf. Wie oben erwähnt, ist diese negative Bilanz unter Umständen in den fehlenden Sekundärrohstoffmengen in der getrennten Sammlung oder den mangelnden ökonomischen Anreizsystemen für eine verbesserte Aussortierung der Kunststoffe in den Abfallbehandlungsanlagen begründet. Aufgrund der Recyclingquote des Jahres 2015 von 33,6 M- % (BMNT 2017) muss mittelfristig eine Steigerung von etwa 20 M- % erfolgen, um den EU-Vorgaben zu entsprechen.

Grundsätzlich ist eine gut funktionierende getrennte Kunststoffverpackungssammlung die Basis für hohe Recyclingquoten, da ohne dieses Sammelsystem keine recyclingfähigen Sekundärrohstoffe in ausreichend guter Qualität für die stoffliche Verwertung zur Verfügung stehen. Darüber hinaus sollten Maßnahmen zur Verbesserung und Effizienzsteigerung der derzeitigen Organisation der getrennten Sammlung angedacht werden. So erbrachte die Studie über die „Gesamtkunststofftonne“ (siehe V4) den Nachweis, dass durch die gemeinsame Erfassung der Fraktionen stoffgleiche Nichtverpackungen (z.B. Spielzeug, Kunststoffpaletten, Folien > 5 m<sup>2</sup>, Kunststoffeimer > 5 l) und Kunststoffleichtverpackungen in einem Sammelbehälter Mehrsammelmengen von 33,9 M- % erzielt werden. Damit wird direkt ein positiver Beitrag zur Erfüllung der europäischen Recyclingquotenvorgabe geleistet. Aus den stoffgleichen Nichtverpackungen, die überwiegend aus recyclingfähigem Polyethylen oder Polypropylen bestehen, kann bei den Leichtverpackungssortieranlagen ein zusätzlicher marktfähiger HDPE/PP-Mix aussortiert werden.

Insgesamt konnte die „polyolefinorientierte Stoffstromanalyse“ dieser Dissertation ein Potenzial von rund 429.000 t/a an recyclingfähigen Polyolefinen in der österreichischen Abfallwirtschaft lokalisieren. Demnach sollte die Steigerung der Kunststoffrecyclingquote nicht an einem Mengenproblem scheitern. Problematischer ist aber, dass ein Großteil der ungenutzten Sekundärrohstoffe durch die anhaftenden Verschmutzungen und den Anteil an Verbundwerkstoffen für das werkstoffliche Recycling nicht verwendbar ist. Fünf der insgesamt sechs identifizierten polyolefinhaltigen Abfallströme werden nicht sortenrein gesammelt und können von den derzeitigen Abfallvorbehandlungstechnologien nur unter hohem Aufwand und Kosten (Waschen der aussortierten Kunststoffe) für das werkstoffliche Recycling verfügbar gemacht werden.

Die nass-mechanische Abfallvorbehandlungsanlage „Plastic Reborn“ hat sich als eine neuartige und erfolversprechende Technologie erwiesen, um diese recyclingfähigen Polyolefine aus gemischten Abfallströmen abzutrennen. Die Versuchsreihen mit dieser Anlage haben wiederholt gezeigt, dass mit diesem Verfahren hochreine Polyolefinkonzentrate (Polyolefinanteil > 90 M- %) für das Recycling generiert werden können. Eine verfahrenstechnische Koppelung mit bestehenden MBA oder MA könnte das ungenutzte Sekundärrohstoffpotenzial für das Recycling zugänglich machen. Für die Verwertung der Polyolefinkonzentrate, könnte das rohstoffliche Recycling als eine berechtigte Alternative zum werkstofflichen Recycling zum Einsatz kommen, da bei dieser Technologie der Verschmutzungsgrad der Kunststoffe etwas höher sein kann als beim werkstofflichen Recycling.

In den drei folgenden Abschnitten werden die in Abschnitt 2.2 genannten Forschungsfelder zusammenfassend dargestellt und die fünf Forschungsfragen aus Abschnitt 2.3 anhand der Ergebnisse der Veröffentlichungen (V1-V5) beantwortet und diskutiert.

---

## 8.1 Ungenutztes Sekundärrohstoffpotenzial

### F 1.1 Wie hoch ist der Polyolefinanteil (M- %) im gemischten Siedlungsabfall (Restmüll) in Österreich?

Mithilfe einer repräsentativen polyolefinorientierten Restmüllanalyse konnte der bis dahin unbekannte Polyolefinanteil im österreichischen Restmüll bestimmt werden. Basierend auf dem Grad der Urbanisierung nach Gemeinden (STATAUT 2018) wurden insgesamt vier Erfassungsgebiete ausgewählt. Diese unterschieden sich durch die demografischen (städtisch oder ländlich) und sammelspezifischen (Hohlkörper- oder Leichtverpackungssammelsystem) Gegebenheiten.

Insgesamt konnte ein Gesamtkunststoffgehalt von 13,2 M- % ermittelt werden, was einer jährlichen Kunststoffmenge von 188.000 t gleichkommt. Der durchschnittliche Anteil der Polyolefine am Gesamtkunststoffgehalt betrug 60,1 M- %; somit kann von einem **Polyolefingehalt von 7,9 M- %** ausgegangen werden. Das entspricht einem jährlichen Aufkommen von **ca. 112.000 t an Polyolefinen im österreichischen Restmüll**.

Außerdem zeigt sich, dass im städtischen Restmüll das Polyolefinpotenzial (kg/EW\*a) tendenziell höher ist als in ländlichen Gebieten. Durchschnittlich werden in städtischen Bereichen  $15 \pm 1,6$  kg/EW\*a an Polyolefinen im Restmüll mitgesammelt, dagegen  $12,1 \pm 2,6$  kg/EW\*a in ländlichen Gebieten. Ein höherer Grad der Urbanisierung dürfte zu diesen größeren Mengen an Polyolefinen in städtischen Gebieten führen. Ein Vergleich des Restmülls in städtischen Gebieten ergab, dass bei getrennter Hohlkörpersammlung der Polyolefingehalt im Restmüll signifikant höher lag als bei getrennter Leichtverpackungssammlung. Die Ursache beruht sehr wahrscheinlich auf dem kleineren Zuweisungskatalog der getrennten Hohlkörpersammlung, wo lediglich Hohlkörper gesammelt werden und die Entsorgung der Kunststofffolien über den Restmüll erfolgt. Bei den ländlichen Gebieten war kein signifikanter Unterschied zwischen den Sammelsystemen und der Menge an Polyolefinen im Restmüll feststellbar.

Insgesamt zeigt sich, dass trotz einer gut funktionierenden getrennten Sammlung ein beachtliches Sekundärrohstoffpotenzial für das Kunststoffrecycling ungenutzt über den Restmüll entsorgt wird. Das pro-Kopf-Jahresaufkommen von 8 kg in ländlichen Regionen mit getrennter Leichtverpackungssammlung ist vergleichsweise gering, aber durch die hohe Einwohnerzahl (fünf Millionen) ist das Jahrespotenzial mit 39.000 t relativ hoch. Im Vergleich dazu leben in den städtischen Erfassungsgebieten mit paralleler Hohlkörpersammlung (durchschnittliches Aufkommen von  $16,9$  kg/EW\*a) nur 2 Millionen Einwohner, entsorgt werden aber ca. 54.900 t/a an Polyolefinen. Durch Umlenkung dieser Kunststofffraktionen vom Restmüll in die getrennte Sammlung, würde dieses Rohstoffpotenzial den LVP-Sortieranlagen

zur Verfügung stehen. In den Sortieranlagen könnte daraus eine neuartige Polyolefinfraktion für das rohstoffliche oder werkstoffliche Recycling abgetrennt werden. Denkbar wäre auch, dass die Kunststofffraktionen direkt bei den Restmüllbehandlungsanlagen (MA/EBS, MBA und MA) durch geeignete Aggregate abgetrennt werden und somit auch für das Recycling verfügbar wären. Eine werkstoffliche oder rohstoffliche Verwertung dieser ungenutzten recyclingfähigen Polyolefinfraktionen würde einen positiven Beitrag zur Umsetzung der ambitionierten Recyclingziele der EU liefern.

### **F 1.2. Wie groß ist das bestenfalls mögliche Polyolefinpotenzial für das rohstoffliche Recycling in Österreich?**

Die in Verkehr gesetzte Kunststoffmenge ist in den letzten Jahren merklich gestiegen. Im Vergleich dazu hat sich die Recyclingquote aber nicht im selben Maß erhöht. Eine mögliche Erklärung dafür wäre, dass zu wenig recyclingfähige Kunststoffe in die getrennte Sammlung gelenkt werden. Genaue Informationen darüber gibt es bis heute aber keine. Um einen Einblick in den abfallwirtschaftlichen Ist-Stand des österreichischen Recyclingpotenzials der Polyolefine zu bekommen und um gegebenenfalls Optimierungsvorschläge zu machen, wurden ausgewählte polyolefinhaltige Abfallströme nach ÖNORM S 2127 (ASI 2011) und der „Press-and-Drill“-Methode (Aldrian et al. 2016) beprobt und ihr Polyolefinanteil analysiert. Folgende Abfallströme wurden untersucht: Schlüsselnummer (SN) 18407/18714/91201 „Rejekts“ (Rückstände aus der Altpapier-verarbeitung), SN 57119 Kunststofffolien, SN 57118 Kunststoffemballagen und -behältnisse, SN 91107 heizwertreiche Fraktion aus aufbereiteten Siedlungs- und Gewerbeabfällen, SN 91108 Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert, SN 91207 Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung (wobei der Outputstrom einer LVP-Sortieranlage, die sogenannten „Mischkunststoffe“, beprobt wurde).

Die Ergebnisse der Potenzialerhebung haben verdeutlicht, dass trotz einer etablierten getrennten Abfallsammlung ein beachtliches ungenutztes Kunststoffrecyclingpotenzial in der österreichischen Abfallwirtschaft vorhanden ist. Die hochwertigen und recyclingfähigen **Polyolefine konnten mit einem theoretischen Jahrespotenzial von rund 429.000 t** veranschlagt werden. Diese werden derzeit zu 86 M- % in den MA und MBA zu nieder- und hochkalorischen Ersatzbrennstoffen aufbereitet und entgehen somit dem Recycling. Lediglich 60.000 t werden zurzeit werkstofflich recycelt. Zweifelsohne kann dieses große, noch ungenutzte Sekundärrohstoffpotenzial einen positiven Beitrag zur Erfüllung der europäischen Recyclingziele für Siedlungsabfälle und Kunststoffverpackungsabfälle leisten. Unter der Annahme, dass die gesamte Polyolefinmenge (429.000 t/a) aus den Abfallströmen rückgewinnbar ist, besteht ein geschätztes Recyclingpotenzial von 9,4 M- %, bezogen auf das jährliche Siedlungsabfallaufkommen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen.

Ein realistischer Weg, um diese ungenutzten Polyolefine zu der Verwertung zuzuführen, wäre die Nachsortierung der „Mischkunststoffe“ aus der Leichtverpackungssortierung. Dieser Abfallstrom besitzt erfahrungsgemäß den höchsten Polyolefinanteil von knapp 50 M- % und ist zudem durch die Erfassung in der getrennten Sammlung vergleichsweise sauber. Insgesamt könnten so 58.200 t/a an zusätzlichen Polyolefinen für das Recycling abgetrennt werden. Dies würde beinahe eine Verdopplung der derzeitigen Kunststoffrecyclingmengen aus der getrennten Sammlung erbringen.

Weitere 180.900 t/a an recyclingfähigen Polyolefinen könnten aus den Abfallströmen „Ersatzbrennstoffe“ und „heizwertreiche Fraktionen“ für das Recycling nutzbar gemacht werden. Diese beiden Abfallströme werden in MBA und MA vorbereitet und setzen sich überwiegend aus gemischten Siedlungsabfällen zusammen, die einen hohen Anteil an organischen und anderen Fremdstoffen aufweisen. Die Materialzusammensetzung dürfte die Abtrennung der Polyolefine schwieriger machen als deren Rückgewinnung aus den „Mischkunststoffen“ aus der getrennten Sammlung.

In Regionen, wo der überwiegende Anteil der gemischten Siedlungsabfälle in Müllverbrennungsanlagen unbehandelt thermisch verwertet wird, könnte man die Separierung der recyclingfähigen Polyolefine in Erwägung ziehen, woraus sich ein weiteres Recyclingpotenzial von 123.100 t/a ergeben würde.

## **8.2 Zusätzliche Erfassung von Kunststoffnichtverpackungen**

### **F 2. Kann durch die Umsetzung einer Gesamtkunststofftonne ein höherer Anteil an recyclingfähigen Kunststoffen über die getrennte Sammlung erfasst werden?**

Derzeit werden in Österreich ausschließlich Kunststoffleichtverpackungen mit der getrennten Sammlung erfasst. Die Studie „Gesamtkunststofftonne“ (siehe V4) bewirkte eine Umstellung des niederösterreichischen getrennten Sammelsystems, indem neben den Kunststoffleichtverpackungen auch stoffgleiche Nichtverpackungen, wie z.B. Styropor, Spielzeug oder Haushaltswaren aus Kunststoff, in einem gemeinsamen Sammelbehälter (der Gesamtkunststofftonne) nun auch miterfasst werden. Ziel ist es, stoffgleiche Nichtverpackungen aus dem Restmüll in die getrennte Sammlung umzuleiten, um dadurch die Menge an recyclingfähigen Kunststoffen zu steigern, was eine Verringerung des Kunststoffanteils im Restmüll zur Folge hatte.

Als zusätzlicher Vorteil der Einführung der Gesamtkunststofftonne ist die verbesserte Trennmoral zu werten, da eine Tonne, in der sämtliche Kunststoffe gemeinsam erfasst werden, für den Bürger weitaus benutzerfreundlicher ist. Abgesehen von der zusätzlichen

---

Erfassung der stoffgleichen Nichtverpackungen, ergeben sich daraus als weitere positive Aspekte eine Zunahme der Sammelmengen an Kunststoffleichtverpackungen und eine deutliche Verringerung des Fehlwurfanteils. Insgesamt kann mit der Gesamtkunststofftonne ein sortierfähigerer Input als zuvor für die LVP-Sortieranlagen generiert werden. Dieser ermöglicht es, dass zusätzliche sortenreine Sekundärrohstofffraktionen für das Recycling aussortiert werden.

Insgesamt würde die Systemumstellung zu einer **33,9 M- %igen Mengenverschiebung der Kunststoffe** (Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen) vom Restmüll in die Gesamtkunststofftonne führen. Dies würde einer **durchschnittlichen Zusatzsammelmenge von 12,1 kg/EW\*a** entsprechen. Damit könnte von einer Mehrmenge an Kunststoffen von knapp 20.000 t/a in der niederösterreichischen Gesamtkunststofftonne ausgegangen werden.

Um diese zusätzlichen Mengen nutzbar zu machen, ist zu prüfen, ob die derzeitigen Kapazitäten der Sortier- und Recyclinganlagen ausreichen, um diese Quantitäten zu verarbeiten. Außerdem sollten neue Einsatzmöglichkeiten für die Recyclingmaterialien sichergestellt werden. Gleichzeitig müssen auch Erleichterungen bzw. Harmonisierungen der gesetzlichen Bestimmungen auf nationaler und internationaler Ebene für den Einsatz von Rezyklaten geschaffen werden.

Mit der seit Ende 2017 wirksamen Verschärfung der chinesischen „Green-Fence“-Regularien wurden die Exporte der Europäischen Union von nicht industriellen Kunststoffabfällen nach China unterbunden, was einen Einbruch der europäischen Exportmengen nach China nach sich zog (Brooks et al. 2018). Dadurch entstand ein Überangebot an sortenreinen Kunststoffabfällen am europäischen Recyclingmarkt, was wiederum zu einem Preisverfall bei den Sekundärrohstoffen führte. Derzeit können die Recyclingunternehmen aus diesem Überangebot noch jene Kunststoffabfälle auswählen, die vergleichsweise einfach zu sortieren sind (RECY 2018). Werden aber in den nächsten Jahren die europäischen Recyclingquoten erhöht, müssen schrittweise auch die schwer sortierbaren und somit kostenintensiven Kunststoffabfälle vorbehandelt werden.

Die Gesamtkunststofftonne könnte hier das Potenzial besitzen, qualitativ hochwertigere Sammelmengen in der getrennten Sammlung zu erfassen. Dadurch könnten insgesamt sowohl weniger verschmutzte als auch größere Mengen an Kunststofffraktionen für das Recycling bei den Leichtverpackungssortieranlagen abgetrennt werden und so die Kunststoffrecyclingquote steigern.



### 8.3 Nass-mechanische Vorbehandlung von polyolefinhaltigen Abfallströmen

#### F 3.1 Ist eine nass-mechanische Vorbehandlungsanlage (Kernaggregat: Zentrifugalkraftscheider) eine geeignete Methode, um hochreines Polyolefinkonzentrat (Polyolefingehalt > 90 M- %) herzustellen?

Mit der Technikumsanlage „Plastic Reborn“ wurden an folgenden vorab ausgewählten polyolefinhaltigen Abfallströmen nass-mechanische Abtrennxperimente durchgeführt: SN 18407/18714/91201 „Rejekts“, SN 91108 Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert, SN 91207 Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung (wobei hier der Output-Strom der LVP- Sortieranlage, die „Mischkunststoffe“, beprobt wurden) und Landfill-Mining-Material. Aus den Abfallströmen erfolgte im ersten nass-mechanischen Verfahrensschritt die Separierung der Schwergutfraction (abbrasive Inertstoffe: z.B. Steine, Glas, Metalle). Im zweiten Verfahrensschritt wurde die schwerstoffentfrachtete Zwischengutfraction durch das Kernaggregat, den Zentrifugalkraftscheider, in hochreines Polyolefinkonzentrat (die Leichtgutfraction) und in eine reststoffreiche Mittulgutfraction (z.B. Papier/Pappe/Karton, Textilien, Kunststoffe mit einer Dichte > 1 g/cm<sup>3</sup>) getrennt. **Die Leichtgutfraction erreichte bei allen Abfallfraktionen einen Polyolefingehalt von über 90 M- %.** Somit wurden die Projektziele erreicht.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit dem nass-mechanischen Abtrennverfahren „Plastic Reborn“ beinahe alle Polyolefine von den gemischten Abfallströmen ausgebracht werden konnten. Die Ergebnisse demonstrieren, dass mit diesem Abtrennverfahren das derzeit noch ungenutzte Polyolefinpotenzial in der österreichischen Abfallwirtschaft verfügbar gemacht werden kann. Insbesondere die hochwertigen recyclingfähigen Polyolefine, die derzeit in den konventionellen trocken-mechanischen und biologischen Abfallvorbehandlungsanlagen überwiegend zu hochkalorischen Ersatzbrennstoffen aufbereitet und danach thermisch verwertet werden, können mit diesem Abtrennverfahren in das Recycling umgelenkt werden. Die Vorbehandlungsanlage „Plastic Reborn“ ist demnach als eine sinnvolle Erweiterung des derzeitigen abfallwirtschaftlichen Systems anzusehen, mit der zusätzliche recyclingfähige Kunststoffe für das rohstoffliche oder werkstoffliche Recycling vorbereitet werden. Folglich verfügt dieses neue Verfahren über ein signifikantes Potenzial, um die Kunststoffrecyclingziele zu erhöhen, sodass die EU-Recyclingziele für Kunststoffverpackungen von 55 M- % bis zum Jahr 2030 (ENVI 2018a) sowie der Siedlungsabfälle von 65 M- % bis zum Jahr 2035 (ENVI 2018a) erfüllt werden können.

Ein vorstellbares Verwertungsszenario für die Mittulgutfraction ist die Mitverbrennung als Ersatzbrennstoff in der Zementindustrie. Dafür müssten einerseits die gesetzlichen

Grenzwerte (vgl. Abfallverbrennungsverordnung, Anlage 8 Punkt 1.1 (BMLFUW 2010)) der Schadstoffe eingehalten werden und andererseits die von den Mitverbrennungsanlagen geforderten Spezifikationen (z.B. Heizwert, Chlorgehalt, Korngröße, Aschegehalt, Schwefelgehalt) erfüllt werden. Eine der wichtigsten Vorbedingungen der Anlagenbetreiber ist der ausreichende Energiegehalt bzw. Heizwert des Ersatzbrennstoffes. Zum Beispiel wird für die Mitverbrennung in der Sekundärfeuerung (Brennstoff für die Kalzinatorfeuerung oder für den Drehrohreinlauf) eines Zementwerks ein Heizwert von 10 bis 12 MJ/kg<sub>(OS)</sub> (Deditz 2014, Sarc & Lorber 2013) benötigt. In der Primärfeuerung bedarf es noch höherer Energiegehalte ab 18 MJ/kg<sub>(OS)</sub> (Deditz 2014, Sarc et al. 2014). Aufgrund der Ergebnisse der Reststoffanalysen (siehe V3) kann davon ausgegangen werden, dass die Mittelgutfraktion (9,5 MJ/kg<sub>(OS)</sub>-16,6 MJ/kg<sub>(OS)</sub>; Trockensubstanz: 85 M-%) nach einer zusätzlichen Entwässerung für die Verwertung als Ersatzbrennstoff in der Zementindustrie geeignet ist.

Durch zusätzliche Vorbehandlungsmaßnahmen könnte die Schwergutfraktion soweit konditioniert werden, dass sie den Vorgaben der Deponieverordnung entspricht. Dies würde eine alternative und wirtschaftliche Entsorgungs-/Beseitigungsmöglichkeit für diese Fraktion darstellen.

### **F 3.2 Wie sind die Auswirkungen einer tatsächlichen Abtrennung dieses Polyolefinkonzentrates auf die österreichische Abfallwirtschaft einzuschätzen?**

Die polyolefinorientierte Stoffstromanalyse erbrachte den Nachweis, dass sich in der österreichischen Abfallwirtschaft ein Recyclingpotenzial von rund 429.000 t/a an Polyolefinen befindet. Davon werden derzeit mehr als 85 M-% thermisch verwertet und entgehen somit einer kreislauforientierten Bewirtschaftung. Der nass-mechanische Vorbehandlungsprozess „Plastic Reborn“ stellt einen innovativen Ansatz dar, um genau dieses vorhandene Polyolefinpotenzial für das Recycling verfügbar zu machen. Das damit neu gewonnene Polyolefinkonzentrat kann in weiterer Folge als Input für ein Thermolyseverfahren des Projektpartners OMV AG eingesetzt werden. Im Rahmen der Circular Economy Aktivitäten der OMV AG forscht das Unternehmen intensiv an dieser rohstofflichen Kunststoffrecyclingtechnologie. Aktuell befindet sich eine Pilotanlage (Durchsatz: 100 kg/h) mit dem Namen „ReOil“ in der Testphase. In dieser Anlage wird das Polyolefinkonzentrat in Kunststoffmonomere umgewandelt, die in der Petrochemie zur Herstellung von Kunststoffen Verwendung finden. Vorteil des rohstofflichen Recyclingverfahrens ist, dass auch mäßig verschmutzte Polyolefinabfälle als Input eingesetzt werden können, also genau jene Polyolefinkonzentrate aus der „Plastic Reborn“-Anlage.

Um die Mehrmengen aus den Abfallströmen abzutrennen, ist der Aufbau einer Kombination aus dem bestehenden abfallwirtschaftlichen Anlagensystem und der „Plastic Reborn“-Anlage sinnvoll. Ein realistisches Umsetzungsszenario dafür liegt in der Kombination mit bestehenden mechanischen Abfallvorbehandlungsanlagen. Dabei soll die „Plastic Reborn“-Anlage die vorbehandelten Outputströme der mechanischen Anlagen direkt übernehmen und im nass-mechanischen Verfahren weiter sortieren. Somit stellt diese Kombination eine Erweiterung des bestehenden Anlagensystems dar (siehe Abbildung 15 und auch Abschnitt 7.2) und ermöglicht die Abtrennung eines hochreinen Polyolefinkonzentrats für das rohstoffliche Recycling. Abfallströme, wie „Mischkunststoffe aus den Leichtverpackungsanlagen“ oder „Ersatzbrennstoffe aus den mechanischen Abfallvorbehandlungsanlagen“, sind geeignet, um mit dieser neuen Anlagenkombination die Polyolefine abzutrennen.

Aufgrund des großen Kunststoffanteils und dem damit verbundenen hohen Heizwert werden diese Abfallströme derzeit zu Ersatzbrennstoff für die Mitverbrennung aufbereitet und thermisch verwertet. Durch die nass-mechanische Abtrennung der Kunststofffraktionen (Polyethylen und Polypropylen) reduziert sich aber der Energiegehalt in den Restfraktionen (Mittel- und Schwergutfraktion). Die Abnahme des Energiegehaltes ist für die Schwergutfraktion weniger problematisch, da diese Fraktion nach einem gesonderten Abtrennungsverfahren der Wertstoffe (Glas und Metalle) deponiert werden soll. Hingegen benötigt die polyolefinentfrachtet Mittelgutfraktion weiterhin einen hohen Heizwert, da diese Fraktion auch künftig in Mitverbrennungsanlagen als Ersatzbrennstoff zum Einsatz kommen soll. Damit die Spezifikationen eines Ersatzbrennstoffes für Zementwerke oder Wirbelschichtreaktoren einer Mitverbrennungsanlage – vor allem ein ausreichend hoher Heizwert – erreicht werden können, ist eine biologische Trocknung (Reduktion des Wassergehaltes) der Mittelgutfraktion ein wesentlicher Bestandteil des nachgeschalteten Verfahrensschrittes, um eine thermische Verwertung zu ermöglichen.

Eine Anlagenkombination aus bestehenden und nass-mechanischen abfallwirtschaftlichen Behandlungsverfahren hat das Potenzial, **mehr als 230.000 t/a der recyclingfähigen Polyolefine aus der österreichischen Abfallwirtschaft zusätzlich abzutrennen** und in einem Thermolyseverfahren rohstofflich zu recyceln. Das hätte eine **signifikante Erhöhung der Kunststoffrecyclingquote für Österreich** zur Folge. In einem nächsten Schritt könnte die nass-mechanische Abfallvorbehandlungsanlage „Plastic Reborn“ auch Polyolefinkonzentrate aus jenen Abfallströmen abtrennen, die derzeit direkt bei Müllverbrennungsanlagen thermisch verwertet werden. Diese Maßnahme würde es ermöglichen, zusätzlich mehr als 100.000 t/a an Polyolefinen in das Kunststoffrecycling umzulenken.

## 9 Künftige Forschungsfelder

Die Ergebnisse und Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit haben neue Forschungsfragen aufgeworfen. Folgender Forschungsbedarf leitet sich davon ab:

### **Polyolefinpotenzial in der österreichischen Abfallwirtschaft:**

- Wie kann das Monitoring in der österreichischen Abfallwirtschaft verbessert werden, um Anfallstandorte der recyclingfähigen Kunststoffe besser bestimmen zu können?

Derzeit werden die österreichischen Abfallströme mit dem EDM-(Elektronischen Datenmanagement) Portal quantitativ erfasst. Die Zusammensetzung der Abfälle ist aber nicht abgebildet. Anhand der Datenbank könnten jene Abfallsammelplätze identifiziert werden, welche die mengenmäßig größten polyolefinhaltigen Abfallströme erfassen. Damit wäre es möglich, an diesen Standorten die Polyolefingehalte laufend zu erheben und in das elektronische Portal zu übertragen.

### **Getrennte Kunststoffsammlung in der österreichischen Abfallwirtschaft:**

- Wie kann die tatsächliche Benutzerfreundlichkeit und die Mehrsammelmenge der Gesamtkunststofftonne erhoben werden?

Die Erweiterung des Zuweisungskataloges (zusätzliche Sammlung von stoffgleichen Nichtverpackungen) der getrennten Sammlung stellt einen innovativen Ansatz zur Optimierung der getrennten Kunststoffverpackungserfassung dar. In einem Folgeprojekt sollte in einer Pilotregion die Umsetzbarkeit einer derartigen Gesamtkunststofftonne praktisch getestet werden. Insbesondere soll die Steigerung der Benutzerfreundlichkeit für die Bürger und die damit verbundene positive Auswirkung auf die Trennmoral untersucht werden. Außerdem könnten die Mehrsammelmen gen dokumentiert werden.

- Welche verfahrenstechnischen Maßnahmen müssen bei den LVP-Sortieranlagen berücksichtigt werden, um die neue Sammelfraktion „Stoffgleiche Nichtverpackungen“ zu sortieren?

Mit der zusätzlichen Sammlung von stoffgleichen Nichtverpackungen vergrößert sich die Abfallzusammensetzung der getrennten Sammlung. Um verfahrenstechnische Engpässe bei den LVP-Sortieranlagen zu vermeiden, könnten die Sammelmengen aus der Pilotregion für Sortierläufe in den LVP-

Anlagen genutzt werden. Dadurch wäre überprüfbar, ob die aktuellen Sortierprozesse der Anlagen für das neue Sammelgemisch geeignet sind.

- Wie kann sichergestellt werden, dass keine wesentlichen Schadstoffbelastungen von den stoffgleichen Nichtverpackungen zu erwarten sind?

Die chemische Zusammensetzung der stoffgleichen Nichtverpackungen wurde bis jetzt noch in keiner Studie analysiert. Aufgrund der Vielzahl an bedenklichen Schadstoffen (Flammschutzmittel, Weichmacher und andere Additive) empfiehlt sich die Durchführung einer Grundlagenstudie zum Schadstoffgehalt der Sammelfractionen. Dabei könnten die in der Pilotregion gesammelten Kunststoffnichtverpackungen als repräsentative Proben herangezogen werden.

- Wie kann die Trennmoral der Bürger gesteigert werden?

Im Rahmen des Pilotprojekts „Gesamtkunststofftonne“ sollte über eine klar verständliche Kennzeichnung der Kunststoffprodukte beziehungsweise über eine einfache Beschriftung der Sammelbehälter nachgedacht werden. Darüber hinaus wären bewusstseinsfördernde Kampagnen vonseiten der Gemeinden und Abfallverbände geeignet, um die Trenngüte in den Sammelbehältern zu verbessern.

#### **Weiterführende Arbeiten an der nass-mechanischen Vorbehandlungsanlage:**

- Welche Behandlungsmaßnahmen ermöglichen eine Kreislaufführung des Prozesswassers?

Die im nass-mechanischen Verfahren abgewaschenen Schmutzpartikel verunreinigen das Prozesswasser der „Plastic Reborn“-Anlage und führen zu einer Dichteverschiebung des Trennmediums. Dies hat zur Folge, dass die Reinheit des Leichtgutes abnimmt. Gleichzeitig werden auch Polyolefine in die Mittelfraktion verfrachtet und gehen dem Recycling verloren.

Die Lösungsansätze gehen dahin, dass Zentrifugen oder Absetzbecken zum Einsatz kommen. Nach verfahrenstechnischen Versuchsläufen sollen diese neuen Aggregate an der „Plastic Reborn“-Anlage dafür sorgen, dass durch einen kontinuierlichen Austrag der Schmutzpartikel das Prozesswasser im Kreislauf geführt werden kann. Zusätzlich könnten dadurch auch die gesetzlich geforderten Abwasserqualitäten erfüllt werden.

- Welche Behandlungsmaßnahmen sind für die Indirekteinleitung in das örtliche Kanalnetz notwendig?

Die Abwasserbehandlung umfasst die Aufbereitung der im Trennverfahren anfallenden Prozessabwässer. Die Ergebnisse wiesen ein erhöhtes BSB<sub>5</sub>:CSB-Verhältnis (Biologischer- und Chemischer- Sauerstoffbedarf) bei allen Abfallströme auf. Bei einigen Abfallströmen wurden auch die Grenzwerte für die absetzbaren Stoffe überschritten.

Eine Möglichkeit, das erhöhte BSB<sub>5</sub>:CSB-Verhältnis zu senken, besteht in einem nachgeschalteten physikalischen und chemischen Abwasserbehandlungsverfahren (z.B. Adsorption, Flotation, Ionenaustauscher, Nassoxidation, Filtration). Zusätzlich würde ein Sedimentationsbecken die Konzentration der absetzbaren Stoffe verringern. Diese Abwasserreinigungsmaßnahmen müssten an der „Plastic Reborn“-Anlage verfahrenstechnisch getestet werden.
  - Kann der biologisch abbaubare Anteil im Prozessabwasser energetisch genutzt werden?

Bei einem Versuch mit gemischten Siedlungsabfällen konnte der Großteil der organischen Stoffe in das Prozessabwasser überführt werden. Erste Analysen zeigen einen hohen Kohlenstoffanteil im Prozessabwasser, der sich zur Produktion von Methan in Biogasanlagen eignen könnte.
  - Mit welchen Sortiertechniken können Wertstoffe aus der nass-mechanisch vorbehandelten Schwergutfraktion von gemischten Siedlungsabfall abgetrennt werden, und welchen Vorteil bietet die Abtrennung?

Derzeit werden gemischte Siedlungsabfälle überwiegend thermisch verwertet. Da die Europäische Union eine Recyclingquote von 65 M-% bis zum Jahr 2035 (ENVI 2018c) vorsieht, müssen Lösungsansätze gefunden werden, um die neuen Ziele zu erfüllen. Dabei kann die „Plastic Reborn“-Anlage als Verbindungsglied zwischen den alten und neuen Abfallwirtschaftssystemen dienen.

Die nass-mechanisch produzierte Schwergutfraktion beinhaltet einen hohen Anteil an recyclingfähigen Altstoffen (Glas und Metalle). In einem ersten Vorversuch wurden die Metallfraktionen erfolgreich abgetrennt. In einem zweiten Schritt kann Glas (weiß, grün und braun) durch die sensorgestützte Sortierung abgetrennt werden, sodass erlösbringende Wertstofffraktionen generiert werden, die derzeit noch ungenutzt sind. Für die Verbesserung der Sortierleistung dieser Abfallfraktion sollten Versuche mit veränderten Korngrößen des Inputs ( $\geq 20$  mm) gemacht werden. Zusätzlich müsste geprüft werden, ob eine vorgeschaltete Abtrennung der Textilfraktion eine wesentliche Verbesserung der Trennleistung bewirken würde.
-

- Wie kann die Qualitätssicherung der Leichtgutfraktion sichergestellt werden?

Derzeit wird der Polyolefingehalt in der Leichtgutfraktion über eine Schwimm-Sink-Trennung bestimmt. Dabei kann weder der Polyethylen- noch der Polypropylen-Anteil genau ermittelt werden. Eine nachgeschaltete sensorgestützte Sortieranlage könnte für die Qualitätskontrolle zielführend sein.

Einige dieser Forschungsfelder sollen vom Spin-off „Plastic Reborn“ im Rahmen des Programmes „Spin-off Fellowships“ der österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) bearbeitet werden.



## 10 Verzeichnisse

### 10.1 Literatur

*Anmerkung zum Literaturverzeichnis:*

*Das Literaturverzeichnis enthält alle Literaturverweise der vorliegenden Dissertation mit Ausnahme der in den Veröffentlichungen genannten. Die Literaturverweise der Veröffentlichungen sind im Literaturverzeichnis der jeweiligen Veröffentlichung zu finden.*

Abts, G. (2014) Kunststoff-Wissen für Einsteiger. 2. aktualisierte Auflage. München: Hanser, Deutschland.

ALBA Group (2018a) Glossar: Post-Consumer-Kunststoffe.

<https://www.alba.info/unternehmen/service/glossar/post-consumer-kunststoffe.html>

(Stand 29.06.2018)

ALBA Group (2018b) Glossar: Recyclingquote.

<https://www.alba.info/unternehmen/service/glossar/recyclingquote.html> (Stand

29.06.2018).

Aldrian, A., Wellacher, M. & Pomberger, R. (2015) Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 95 (15): S. 1502-1522.

ARA AG (Altstoff Recycling Austria AG) (o.J.): Jahresganglinien von Packstoffen (Kunststoffe). Unveröffentlichte Präsentation, Wien.

ARA AG (2012): Verpackungssammlung in Österreich. Persönliche Mitteilungen und übermittelte Daten per Mail im Jahr 2017.

ARA AG (2015) Leistungsreport 2014. Wien, Österreich.

ARA AG (2017) Transparenzbericht der ARA Servicegruppe Nachhaltigkeitsbericht 2017. Wien, Österreich.

ASI (Austrian Standards Institute) (2005) ÖNORM S 2100 Abfallverzeichnis. Wien, Österreich.

ASI (2011) ÖNORM S 2127: Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen. Wien, Österreich.

Bauer, E., Brinkmann, S., Osswald, T., Rudolph, N., & Schmachtenberg, E. (2013) Saechtling Kunststoff Taschenbuch. 31. Ausgabe, Hanser Verlag: München, Deutschland.

---

- Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., Kranzinger, L., Pomberger, R. & Hofer, W. (2017) Bestandsaufnahme und mögliche Perspektiven der nassmechanischen Aufbereitung von Altkunststoffen für das rohstoffliche Recycling. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft (ÖWAW). 69 (11-12): DOI: 10.1007/s00506-017-0420-1. S. 446-459.
- Braun, D. (2006) Zeittafel zur Geschichte der Kunststoffe. <http://www.deutsches-kunststoff-museum.de/rund-um-kunststoff/zeittafel-zur-geschichte/> (Stand 30.12.2016).
- BGBl (Bundesgesetzblatt) (1996) Verpackungsverordnung (Verordnung zur Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten und Einrichtung von Sammel- und Verwertungssystemen (VerpackVO 1996)). 648/1996, Wien, Österreich.
- BGBl (1997) Verordnung: Außerkrafttreten und neuerliches Inkrafttreten der VerpackVO 1996 und der Änderung der Verordnung über die Festsetzung von Zielen zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen von Getränkeverpackungen und sonstigen Verpackungen. BGBl. Nr. 1151, Wien, Österreich.
- BGBl (2000) Verordnung: Verpackungszielverordnungsnovelle 2000. BGBl. Nr. 2589, Wien, Österreich. BGBl (2002) Kundmachung: Aufhebung des § 2 der Verordnung über die Festsetzung von Zielen zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen von Getränkeverpackungen und sonstigen Verpackungen durch den Verfassungsgerichtshof. Ausgegeben am 3. Dezember 2002, Wien, Österreich.
- BGBl (2006) Änderung der VerpackVO 1996 durch die VerpackVO-Novelle 2006. Ausgegeben am 26. September 2006, 362/2006, Wien, Österreich.
- BGBl (2013) Bundesgesetz, mit dem das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG-Novelle Industrieemissionen) und das Altlastensanierungsgesetz geändert werden. Wien, Österreich.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) (2008) Deponieverordnung (Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (DVO 2008)). BGBl. II Nr. 39/2008, Wien, Österreich.
- BMLFUW (2010) Abfallverbrennungsverordnung (Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (AVV 2010)). BGBl. II Nr. 476/2010, Wien, Österreich.
- BMLFUW (2014) Verpackungsverordnung (Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten (2014)). BGBl 184/2014, Wien, Österreich.
-

BMLFUW (2015) Statusbericht 2015 - Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Wien, Österreich.

BMNT (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus) (2017) Der Bundesabfallwirtschaftsplan 2017, Teil 1. Wien, Österreich.

Brooks, A.L., Wang, S. & Jambeck, J.R. (2018) The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. *Science Advances* 4 (June 2018): S. 1-7.

BSR (Berliner Stadtreinigungsbetriebe) (2010) Das neue Kreislaufwirtschaftsgesetz – Wissens Wertes zum Thema Wertstofftonne. Berlin.  
[http://www.bsr.de/assets/downloads/WissenWerte\\_No.01.pdf](http://www.bsr.de/assets/downloads/WissenWerte_No.01.pdf) (Stand 02.11.2014).

Chemie (2018) Compoundierung. <http://www.chemie.de/lexikon/Compoundierung.html> (Stand 11.05.2018).

Deditz, J., Pinkel, M. & Pomberger, R. (2014) Concepts for Processing Solid Recovered Fuels of Different Waste Origins for Waste-to-Energy Plants. In: Thomé-Kozmiensky, K. & Thiel, S. (Hrsg.): *Waste Management, Band 4. Waste-to-Energy*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2014. ISBN: 978-3-944310-15-2. S. 455-470.

Dudenredaktion (o. J.) „Littering“ auf Duden online.  
<https://www.duden.de/rechtschreibung/Littering> (Stand 26.06.2018).

EC (European Commission) (1994) Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle. Amtsblatt Nr. L 365/10. Brüssel, Belgien.

EC (2004) Richtlinie 2004/12/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle. Amtsblatt L 47/25. Brüssel, Belgien.

EC (2005) Richtlinie 2005/20/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. März 2005 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle. Amtsblatt L70/17. Brüssel, Belgien.

EC (2008) Richtlinie 2008/98/EC des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien. Amtsblatt Nr. L 312/3. Brüssel, Belgien.

---

- EC (2009) Verordnung (EG) Nr. 219/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. März 2009 zur Anpassung einiger Rechtsakte, für die das Verfahren des Artikels 251 des Vertrags gilt, an den Beschluss 1999/468/EG des Rates in Bezug auf das Regelungsverfahren mit Kontrolle. Brüssel, Belgien.
- EC (2013) Richtlinie 2013/2/EU der Kommission vom 7. Februar 2013 zur Änderung von Anhang I der Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Verpackungen und Verpackungsabfälle. Amtsblatt L 37/100. Brüssel, Belgien.
- EC (2015a) Proposal for the Directive 94/62/EC of the European Parliament and of the Council 5 December 2015 on Packaging and Packaging Waste. Brüssel, Belgien.
- EC (2015b) Communication COM(2015) 614 final from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Brüssel, Belgien.
- EC (2017) Commission's Roadmap on the Strategy on Plastics in a Circular Economy. March 2017, Brüssel, Belgien.
- EC (2018) EU Communication COM(2018) 28 final from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - A European Strategy for Plastics in a Circular Economy. 16.01.2018 Brüssel, Belgien.
- ECl (European Council) (2018) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. 23 February 2018. Brüssel, Belgien.
- EDM (Elektronisches Datenmanagement System) (2014) Datenauszug aus dem EDM Portal. Wien; Österreich.
- EDM (2018) Marktanteile der Sammel- und Verwertungssysteme bei Leichtverpackungen im Jahr 2016 bei Haushaltsverpackungen und gewerblichen Verpackungen. Wien; Österreich.
- Ellen MacArthur Foundation (Hrsg.) (2016) The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics & Catalysing action. <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications> (Stand 22.03.2018).
-

ENVI (Environment, Public Health and Food Safety) (2017) Report on the proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste (COM(2015)0596 – C8-0385/2015 – 2015/0276(COD)) (A8-0029/90), Brüssel, Belgien.

ENVI (Environment, Public Health and Food Safety) (2018a) A8-0029/90 Amendment by the European Parliament to the Commission proposal amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste (A8-0029/2017), Brüssel, Belgien.

ENVI (Environment, Public Health and Food Safety) (2018b) A8-0031/53/rev Amendment by the European Parliament to the Commission proposal amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste (A8-0031/2017), Brüssel, Belgien.

ENVI (Environment, Public Health and Food Safety) (2018c) A8-0034/254 Amendment by the European Parliament to the Commission amending Directive 2008/98/EC on waste (A8-0034/2017), Brüssel, Belgien.

EP (Europäisches Parlament) (2015) Richtlinie 2015/720 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2015 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG betreffend die Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen. Brüssel, Belgien.

EU (Europäische Union) (2011) Beschluss der Kommission vom 18. November 2011 mit Vorschriften und Berechnungsmethoden für die Überprüfung der Einhaltung der Zielvorgaben gemäß Artikel 11 Absatz 2 der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates der Europäischen Union. Amtsblatt Nr. L 310/11. Brüssel, Belgien.

EU (2016): Grad der Urbanisierung der Europäischen Kommission nach Gemeinden, Brüssel, Belgien.

Eurostat (2018) Verpackungsabfälle nach Abfallbehandlung und Abfallströmen [env\_waspac]. Kunststoffverpackungsabfälle für Österreich und EU im Jahr 2015. [http://ec.europa.eu/eurostat/de/data/database?p\\_p\\_id=NavTreeportletprod\\_WAR\\_NavTreeportletprod\\_INSTANCE\\_nPqeVbPXRmWQ&p\\_p\\_lifecycle=0&p\\_p\\_state=normal&p\\_p\\_mode=view&p\\_p\\_col\\_id=column-2&p\\_p\\_col\\_pos=1&p\\_p\\_col\\_count=2](http://ec.europa.eu/eurostat/de/data/database?p_p_id=NavTreeportletprod_WAR_NavTreeportletprod_INSTANCE_nPqeVbPXRmWQ&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-2&p_p_col_pos=1&p_p_col_count=2) (Stand 20.04.2018).

Fellinger, R., Püls-Schlesinger, S. & Binder-Zehetner, A. (2001) Das Ende der ordnungspolitischen Abfallvermeidungspolitik in Österreich. Verfasst von: Die Ökologische Unternehmensberatung – ÖkoConsult. Im Auftrag der GRÜNEN. Wien, Österreich.

---

- Feuchter, M. (2016) Kunststoffproduktionsmengen. Unveröffentlichtes Skriptum zur Lehrveranstaltung „Kunststoffrecycling“ an der Montanuniversität Leoben.
- Fritsche, C., Fritsche H., Kolbinger, J., Küspert, H., Lindenblatt, G., Morgner, D., Phaus, T., Schmidt, A. & Schwarze F. (2012) Kunststofftechnik, Lernfelder 1 bis 14. Haan- Gruiten: Europa Lehrmittel.
- Gächter, R. & Müller, H (1989) Handbuch der Kunststoff-Additive, 3. Auflage Carl Hanser Verlag, München, Deutschland.
- Global 2000 (2018) PVC - Gesundheitsschädliche Weichmacher.  
<https://www.global2000.at/pvc-gesundheitsschaedliche-weichmacher>  
(Stand: 10.02.2018).
- Helftewes, M. & Heyde, M. (2017) Neue Horizonte. Recycling Magazin Sonderheft Kunststoffrecycling, Frühling 2017, S. 18-19. ATEC Business Information GmbH, München, Deutschland.
- Hellerich, W., Harsch, G. & Baur E (2010) Werkstoff-Führer Kunststoffe Eigenschaften – Prüfungen – Kennwerte. 10. Auflage. Hansen Verlag: München, Deutschland.
- Kaiser, W. (2011) Kunststoffchemie für Ingenieure: Von der Synthese bis zur Anwendung, 3. Auflage; Hanser-Verlag: München, Deutschland.
- Kranert, M. & Cord-Landwehr, K. (2010) Einführung in die Abfallwirtschaft. Auflage 4. Springer Vieweg Verlag: Wiesbaden, Deutschland.
- Kranzinger, L., Pomberger, R., Schwabl, D. & Bauer, M. (2016a) Quo vadis Kunststoffrecycling – Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft. In: R. Pomberger et al. (Hrsg.) RecyDepoTech 2016. Tagungsband, Leoben, 8-11 November. Lavanttal, Österreich: Christian Theiss GmbH. ISBN: 978-3-200-04777-8. S. 583-588.
- Kranzinger, L. (2016b) Restmüllanalyse zur Erhebung des theoretischen Polyolefinanteils im österreichischen Restmüll (gemischte Siedlungsabfälle). Unveröffentlichter Projektbericht des Lehrstuhles für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft an der Montanuniversität Leoben. (Mit Unterstützung von Bernhard Steiner (BOKU) hat bei den Probenahmen.).
-

- Kranzinger, L., Pomberger, R., Bauer, M., Lehner, M., Schwabl, D., Flachberger, H., & Hofer, W. (2017a) Outputorientierte Betrachtung der nass-mechanischen Aufbereitung von polyolefinreichen Abfällen für das rohstoffliche Recycling. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft (ÖWAW); Zeitschrift für alle wissenschaftlichen, technischen, rechtlichen und wirtschaftlichen Fragen des gesamten Wasser- und Abfallwesens, 69, 11-12: DOI: 10.1007/s00506-017-0423-y. S. 446-459.
- Kranzinger, L., Pomberger, R., Schwabl, D., Bauer, M. & Hofer, W. (2017b) Charakterisierung und Potenzial polyolefinreicher Abfallströme für die rohstoffliche Verwertung. In: Berliner Recycling und Rohstoffkonferenz. Band 10, Berlin, Deutschland. ISBN: 978-3-944310-34-3. S. 219-228.
- LNÖ (Land Niederösterreich) (2015) Niederösterreichische Gesamtkunststofftonne - wertstoffliche, ökologische und ökonomische Bewertung. Verfasst von Punesch, E., Pomberger, R., Kranzinger, L., & Schopf, K. St. Pölten, Österreich.
- Mauschitz, G. (2016) Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie; Berichtsjahr 2015. Technische Universität Wien, Österreich.
- OMV (2016) Life Cycle Assessment der Post-Consumer Plastics vs Crude Oil. Erstellt vom Umweltbundesamt Österreich (UBA). Wien, Österreich.
- Pladerer, C., Kloud, V. & Gupfinger, H. (2002) Auswirkungen der Novelle der Verpackungszielverordnung 2000 auf das Wiener Abfallaufkommen. Modul 1 Endbericht. Im Auftrag der Magistratsabteilung 48. Wien, Österreich.
- Plasticker (2017) Durchschnittliche Handelspreise für Kunststoffabfälle in Form von Ballenware, Mittelwert der Preise von 2015-2017. <http://plasticker.de/> (Stand 11.02.2017).
- PlasticsEurope (2015) Post-Consumer Plastic Waste Management in European Countries 2014 – Final Report. Brüssel, Belgien.
- PlasticsEurope (2016) Plastics – The Facts 2016; An Analysis of European plastics production, demand and waste data. Brüssel, Belgien: PlasticsEurope. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2016.aspx> (Stand: 12.11.2016).
- PlasticsEurope (2017) Plastics – The Facts 2016; An Analysis of European plastics production, demand and waste data. Brüssel, Belgien. <https://www.plasticseurope.org/application/files/4315/1310/4805/plastic-the-fact-2016.pdf> (Stand: 11.05.2018).
-



- Pomberger, R. (2008) Entwicklung von Ersatzbrennstoff für das HOTDISC-Verfahren und Analyse der abfallwirtschaftlichen Relevanz. Dissertation am Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Montanuniversität Leoben. Leoben, Österreich.
- Pomberger, R., Sarc, R. & Lorber, K.E. (2017) Dynamic visualisation of municipal waste management performance in the EU using Ternary diagram method. *Waste Management* 61: S. 558-571.
- RECY (EU-Recycling) (2018) Chinesischer Importstopp – Risiken und Chancen für die Kreislaufwirtschaft. *EU-Recycling + Umwelttechnik*, Feb. 2018. MSV Mediaservice & Verlag GmbH, Aling/Biburg.
- Reh, K., Franke, M., Baum, H.G. & Faulstich, M. (2014) Studie „Vergleichende Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen auf Basis der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich“. Wien: ÖWAV (Serie von Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Magazine 169.
- Sarc, R. & Lorber, K.E. (2013) Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). In: *Waste Management* 33. ISSN: 0956-053X. S. 1825-1834.
- Sarc, R., Lorber, K.E., Pomberger, R., Rogetzer, M. & Sipple, E.M. (2014) Design, Quality and Quality Assurance of Solid Recovered Fuels (SRF) for the Substitution of Fossil Feedstock in the Cement Industry. *Waste Management & Research* 32 (7): S. 565-585.
- Schaffernak, A. (2017) Analysen zum Schwergut aus „Plastic Reborn“, am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben. Leoben, Österreich.
- Schwarz, T., Gröbner, G. & Kranzinger, L. (2018) Plastic2Oil - Betrachtung von Energieverbrauch und CO<sub>2</sub>-Äquivalente-Emissionen von verschiedenen Recyclingwegen für Polyolefine. Unveröffentlichter Projektbericht des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben.
- Soyez, K. & Plickert, S. (2002) Stoffstrommanagement durch mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Universität Potsdam, Professur Umweltbildung, AG Ökologie.
- STATAUT (Statistik Austria) (2015) Einwohnerzahl 1.1.2015 nach Gemeinden mit Status, Gebietsstand 1.1.2015. Bundesanstalt Statistik Österreich. Wien, Österreich.
- STATAUT (2018) Grad der Urbanisierung der Europäischen Kommission nach Gemeinden. Bundesanstalt Statistik Österreich. Wien, Österreich.
-

- SUTCO - Sutco Recyclingtechnik LM Group (2014): Leichtverpackung – Sortieranlagen.  
<http://www.sutco.de/anlagentechnik/sortieranlagen/leichtverpackungen/>  
(Stand: 20.12.2014).
- TU Wien (2015) Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft. Wien Österreich.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2006) Abfallvermeidung und -verwertung in Österreich.  
Umweltbundesamt – Materialienband zum Bundesabfallwirtschaftsplan. Verfasst von  
Reisinger, H. & Krammer, H.J., Wien, Österreich.
- UBA (Umweltbundesamt) (2016) Persönliches Gespräch mit Frau Milla Neubauer, Abteilung:  
Abfälle & Stoffflussmanagement. Übermittlung von EDM-Daten am 12.10.2016.
- UCBA (Uni Credit Bank Austria AG) (2017) Branchen Bericht – Kunststoffverarbeitung März  
2017, Economics & Market Analysis Austria. Wien, Österreich.
- VKS (Verpackungskoordinierungsstelle) (2018) Sammel- und Verwertungssysteme für  
Haushaltsverpackungen. <http://www.vks-gmbh.at/> (Stand: 03.03.2018).
- VerpackVO (Verpackungsverordnung) (1996) Verordnung Kundmachung: Aufhebung des § 2  
der Verordnung über die Festsetzung von Zielen zur Vermeidung und Verwertung von  
Abfällen von Getränkeverpackungen und sonstigen Verpackungen durch den  
Verfassungsgerichtshof. Ausgegeben am 29. November. Wien, Österreich.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung globale Umweltveränderungen)  
(2013): Menschheitserbe Meer. [http://www.wbgu.de/fileadmin/user\\_upload/  
wbgu.de/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/hg2013/wbgu\\_hg2013.p  
df](http://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu.de/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/hg2013/wbgu_hg2013.pdf) (Stand: 29.04.2018).
- WKO (Wirtschaftskammer Österreich) (Hrsg.) (2014) Die Verpackungsverordnung 2014  
Informationen für die Praxis. In: Betrieb und Umwelt, 1. Auflag. Verfasst von Rosenbacher,  
R., Wirtschaftskammer Österreich, Wien, Österreich.
-

## 10.2 Abkürzungsverzeichnis

>	größer gleich
<	kleiner gleich
≥	größer oder gleich
±	Plusminuszeichen
µm	Mikrometer
~	ungefähr gleich, circa
a	Jahr
l	Liter
§	Paragraph
mm	Millimeter
m <sup>2</sup>	Quadratmeter
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
FTIR	Fourier-Transform Infrarotspektrometer
ARA	Altstoff Recycling Austria AG
AVAW	Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
BGBI	Bundesgesetzblatt
BOKU	Universität für Bodenkultur Wien
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf
ca.	circa
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
COM	Communication
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
d.h.	das heißt
DIDP	Di-isodecyl-phthalat
DR	Drehrohrofen
DVO	Deponieverordnung
EBS	Ersatzbrennstoffanlagen
EDM	Elektronisches Datenmanagement System
EPS	expandiertes Polystyrol
€	Euro
e.g.	example given
et al.	und andere
EU	Europäische Union
EW	Einwohner
ff.	folgende
GKT	Gesamtkunststofftonne
HDPE	Polyethylen High Density
HK-S	Hohlkörpersammlung
HTL	Höhere technische Lehranstalt

---

---

i.a.	im Allgemeinen
idF.	in der Fassung
idgF	in der geltenden Fassung
kg	Kilogramm
kg/h	Kilogramm pro Stunde
K-LVP	Kunststoffleichtverpackungssammlung
KS	Kunststoff
LDPE	Polyethylen Low Density
LVP	Leichtverpackungen
LVP-S	Leichtverpackungssammlung
LVP-Sortieranlagen	Leichtverpackungssortieranlagen
M- %	Massenprozent
MA	Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen
MA/EBS	Mechanische Abfallvorbehandlungsanlagen mit Ersatzbrennstoffherstellung
MBA	Mechanisch-biologische Abfallvorbehandlungsanlagen
Mio.	Millionen
MJ/kg <sub>(OS)</sub>	Megajoule pro Kilogramm Originalsubstanz
MKF	Mischkunststofffraktion
MVA	Müllverbrennungsanlagen
N <sub>2</sub> O	Lachgas
NIR	Nahinfrarot
NPO	Nichtpolyolefin
Nr.	Nummer
PBB	Polybromierte Biphenyle
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PO	Polyolefin
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PVC	Polyvinylchlorid
rd.	Rund
RL	Richtlinie
RM	Restmüll
SN	Schlüsselnummer
t	Tonne(n)
t/a	Tonnen pro Jahr
TOC	Total Organic Carbon
V	Veröffentlichung
WS	Wirbelschichtöfen
Z.	Ziffer
z.B.	zum Beispiel

---

### 10.3 Tabellen

Tabelle 1: Abkürzungen und Nummern für Kunststoffe nach Verpackungsverordnung, BGBl. II Nr. 184/2014. ....	25
Tabelle 2: Zusammenfassung der untersuchten Schlüsselnummern. ....	37
Tabelle 3: Die vier Probenahmestandorte für die polyolefinorientierte Restmüllanalyse, differenziert nach Demografie und getrenntem Sammelsystem. ....	48
Tabelle 4: Auszug aus den Bezugsdaten für die österreichische Hochrechnung, am Beispiel Steiermark und Wien. ....	57
Tabelle 5: Zusammenfassende Ergebnisse der österreichischen Hochrechnung. ....	58
Tabelle 6: Aufstellung der Polyolefingehalte der Primär- und Sekundärabfälle nach der Vorbehandlung in den unterschiedlichen Abfallbehandlungsanlagen. ....	72
Tabelle 7: Berechnete Massenbilanz der Outputströme der „Plastic Reborn“-Anlage von einem realistischen Abfallinput. ....	100
Tabelle 8: Liste der Polyolefingehalte der Primär- und Sekundärabfälle nach der Vorbehandlung in den unterschiedlichen Abfallbehandlungsanlagen. ....	106

### 10.4 Abbildungen

Abbildung 1: Darstellung der europäischen Leistungsfähigkeit der getrennt gesammelten Kunststoffverpackungsabfälle im Jahr 2015 .....	7
Abbildung 2: Drei Forschungsfelder und die relevanten Veröffentlichungen (V1-V5), bezogen auf das österreichische Entsorgungs- und Verwertungssystem für Kunststoffe mit den abfalltechnischen Ebenen Sammlung, Vorbehandlung und Verwertung. ....	20
Abbildung 3: Aufbau der gegenständlichen Dissertation. ....	23
Abbildung 4: Die Entwicklung der österreichischen und europäischen Verpackungsrichtlinie in Bezug auf Kunststoffverpackungen von 1990 bis 2018. ....	31
Abbildung 5: Einteilung nach dem Grad der Urbanisierung nach Gemeinden auf der Grundlage einer Stadt-Land-Typologie der Europäischen Kommission .....	47
Abbildung 6: Die vier repräsentativen Restmüllprobenahmestandorte mit dem jeweiligen getrennten Verpackungssammelsystem. ....	48
Abbildung 7: Einwaage einer Stichprobe ( $\geq 30$ kg) im Untersuchungsgebiet Graz. ....	50
Abbildung 8: Sortierfraktionen Polyethylen (links) und Polypropylen (rechts). ....	50

---

---

Abbildung 9: Zwei unbekannte Kunststofffraktionen, die im Labor mit einem Infrarotspektrometer untersucht wurden. ....	51
Abbildung 10: Polyolefin- und Nichtpolyolefinanteil im österreichischen Restmüll in kg/EW*a, unterschieden nach demografischen und sammelspezifischen Gegebenheiten, sowie das durchschnittliche Restmüllaufkommen.....	59
Abbildung 11: Gesamtmengen an Polyolefinen und Nichtpolyolefinen im österreichischen Restmüll in Massenprozent, unterschieden nach demografischen und sammelspezifischen Gegebenheiten. ....	60
Abbildung 12: Schematische Einteilung der untersuchten polyolefinhaltigen Abfallströme aus Tabelle 2 in Primär- und Sekundärabfälle.....	61
Abbildung 13: Technikumsanlage „Plastic Reborn“. ....	86
Abbildung 14: Abfallwirtschaftliches Subsystem der Koppelung der „Plastic Reborn“-Anlage mit einer MA/EBS. ....	99
Abbildung 15: Stoffflussanalyse des Szenarios „Implementierung der ‚Plastic Reborn‘-Anlage in das bestehende österreichische Abfallwirtschaftssystem und Verwertung der Polyolefinkonzentrate in einer rohstofflichen Recyclinganlage“. ....	104
Abbildung 16: Stoffflussanalyse des Szenarios „Implementierung der ‚Plastic Reborn‘-Anlage in das bestehende österreichische Abfallwirtschaftssystem und Verwertung der Polyolefinkonzentrate in einer rohstofflichen Recyclinganlage“. ....	105
Abbildung 17: Entwicklung der Recyclingquote für Kunststoffverpackungen in Österreich (AT) und in der EU von 2006 bis 2015. ....	108

---

# **Anhang I**

## **Datenmatrix Restmüllanalyse**

Tabelle I: Restmüllaufkommen (Restmüllmengen Bezugsjahr 2014) auf Bezirksebene sowie Polyolefinaufkommen in den beprobten Regionen.

Bezirk	Einwohner	Restmüll (RM) [t/a]	Restmüll [kg/EW*a]	Demografie	Sammel-system	PO Anteil [% vom RM]	PO [t/a]	PO [kg/EW*a]	NPO Anteil [% vom RM]	NPO [t/a]	NPO [kg/EW*a]	K-LVP Anteil [% vom RM]	K-LVP [t/a]	K-LVP [kg/EW*a]	StNVP Anteil [% vom RM]	StNVP [t/a]	StNVP [kg/EW*a]	Gesamt-kunststoff [t/a]	Gesamt-kunststoff [kg/EW*a]
<b>Steiermark</b>																			
Graz Stadt	280.258	51.579	184,0	Stadt	LVP	6,8	3.485	12,4	5,5	2821,2	10,1	8,6	4.416	15,8	3,7	1890	6,7	6306	22,5
Graz Umgebung	148.830	13.711	92,1	Land	LVP	8,6	1.173	7,9	4,9	674,2	4,5	9,0	1.227	8,2	4,5	620	4,2	1847	12,4
Deuschlandsberg	60.657	6.404	105,6	Land	LVP	8,6	548	9,0	4,9	314,9	5,2	9,0	573	9,5	4,5	290	4,8	863	14,2
Leibnitz	81.315	7.818	96,1	Land	LVP	8,6	669	8,2	4,9	384,4	4,7	9,0	700	8,6	4,5	354	4,3	1053	13,0
Leoben	61.558	9.338	151,7	Land	LVP	8,6	799	13,0	4,9	459,1	7,5	9,0	836	13,6	4,5	422	6,9	1258	20,4
Liezen	79.860	13.570	169,9	Land	LVP	8,6	1.161	14,5	4,9	667,2	8,4	9,0	1.215	15,2	4,5	614	7,7	1828	22,9
Murau	28.390	3.358	118,3	Land	LVP	8,6	287	10,1	4,9	165,1	5,8	9,0	301	10,6	4,5	152	5,4	452	15,9
Voitsberg	51.851	6.706	129,3	Land	LVP	8,6	574	11,1	4,9	329,7	6,4	9,0	600	11,6	4,5	303	5,9	904	17,4
Weiz	89.104	7.056	79,2	Land	LVP	8,6	604	6,8	4,9	346,9	3,9	9,0	632	7,1	4,5	319	3,6	951	10,7
Murtal	73.150	9.480	129,6	Land	LVP	8,6	811	11,1	4,9	466,1	6,4	9,0	849	11,6	4,5	429	5,9	1277	17,5
Bruck-Mürzzuschlag	100.349	12.173	121,3	Land	LVP	8,6	1.042	10,4	4,9	598,5	6,0	9,0	1.090	10,9	4,5	551	5,5	1640	16,3
Hartberg-Fürstenfeld	90.546	6.912	76,3	Land	LVP	8,6	591	6,5	4,9	339,9	3,8	9,0	619	6,8	4,5	313	3,5	931	10,3
Südoststeiermark	86.144	7.784	90,4	Land	LVP	8,6	666	7,7	4,9	382,7	4,4	9,0	697	8,1	4,5	352	4,1	1049	12,2
<b>Wien</b>																			
Wien (Stadt)	1.840.573	518.515	281,7	Stadt	HK	7,0	36.059	19,6	4,6	24076,2	13,1	9,3	48.200	26,2	2,3	11935	6,5	60136	32,7
<b>Niederösterreich</b>																			
Amstetten	124.811	16.621	133,2	Land	LVP	8,6	1.422	11,4	4,9	817,2	6,5	9,0	1.488	11,9	4,5	752	6,0	2240	17,9
Baden	141.750	18.629	131,4	Land	LVP	8,6	1.594	11,2	4,9	916,0	6,5	9,0	1.667	11,8	4,5	843	5,9	2510	17,7
Bruck an der Leitha	42.112	5.105	121,2	Land	LVP	8,6	437	10,4	4,9	251,0	6,0	9,0	457	10,9	4,5	231	5,5	688	16,3
Gänsersdorf	98.304	14.059	143,0	Land	HK	9,3	1.313	13,4	6,0	842,7	8,6	12,1	1.702	17,3	3,2	455	4,6	2156	21,9
Gmünd	37.348	5.218	139,7	Land	HK	9,3	487	13,1	6,0	312,8	8,4	12,1	632	16,9	3,2	169	4,5	800	21,4
Hollabrunn	50.221	6.494	129,3	Land	HK	9,3	607	12,1	6,0	389,3	7,8	12,1	786	15,7	3,2	210	4,2	996	19,8
Horn	31.229	3.801	121,7	Land	LVP	8,6	325	10,4	4,9	186,9	6,0	9,0	340	10,9	4,5	172	5,5	512	16,4
Korneuburg	75.094	10.200	135,8	Land	HK	9,3	953	12,7	6,0	611,4	8,1	12,1	1.235	16,4	3,2	330	4,4	1564	20,8
Krems	53.181	6.307	118,6	Land	HK	9,3	589	11,1	6,0	378,1	7,1	12,1	763	14,4	3,2	204	3,8	967	18,2
Laa	17.287	2.311	133,7	Land	HK	9,3	216	12,5	6,0	138,5	8,0	12,1	280	16,2	3,2	75	4,3	354	20,5
Lilienfeld	39.758	4.651	117,0	Land	LVP	8,6	398	10,0	4,9	228,7	5,8	9,0	416	10,5	4,5	210	5,3	627	15,8
Melk	76.808	12.731	165,8	Land	LVP	8,6	1.089	14,2	4,9	626,0	8,1	9,0	1.140	14,8	4,5	576	7,5	1715	22,3
Mistelbach	57.120	7.936	138,9	Land	HK	9,3	741	13,0	6,0	475,7	8,3	12,1	961	16,8	3,2	257	4,5	1217	21,3
Mödling	116.878	19.742	168,9	Land	LVP	8,6	1.689	14,5	4,9	970,7	8,3	9,0	1.767	15,1	4,5	893	7,6	2660	22,8
Neunkirchen	85.745	9.919	115,7	Land	LVP	8,6	849	9,9	4,9	487,7	5,7	9,0	888	10,4	4,5	449	5,2	1337	15,6
St. Pölten	84.226	8.890	105,5	Land	LVP	8,6	761	9,0	4,9	437,1	5,2	9,0	796	9,4	4,5	402	4,8	1198	14,2
Scheibbs	41.070	6.544	159,3	Land	LVP	8,6	560	13,6	4,9	321,8	7,8	9,0	586	14,3	4,5	296	7,2	882	21,5
Schwechat	64.579	9.395	145,5	Land	HK	9,3	878	13,6	6,0	563,2	8,7	12,1	1.137	17,6	3,2	304	4,7	1441	22,3
Tulln	103.322	15.811	153,0	Land	HK	9,3	1.477	14,3	6,0	947,8	9,2	12,1	1.914	18,5	3,2	511	4,9	2425	23,5
Waidhofen/Th.	26.322	3.427	130,2	Land	HK	9,3	320	12,2	6,0	205,4	7,8	12,1	415	15,8	3,2	111	4,2	526	20,0
Wr. Neustadt	118.970	18.558	156,0	Land	LVP	8,6	1.588	13,3	4,9	912,5	7,7	9,0	1.661	14,0	4,5	839	7,1	2501	21,0
Zwettl	42.942	5.338	124,3	Land	HK	9,3	499	11,6	6,0	320,0	7,5	12,1	646	15,0	3,2	173	4,0	819	19,1
Mag. Krems an der Donau	24.011	3.552	147,9	Land	HK	9,3	332	13,8	6,0	212,9	8,9	12,1	430	17,9	3,2	115	4,8	545	22,7
Mag. St. Pölten	52.747	11.305	214,3	Land	HK	9,3	1.056	20,0	6,0	677,7	12,8	12,1	1.368	25,9	3,2	365	6,9	1734	32,9
Klosterneuburg	26.463	4.325	163,4	Land	HK	9,3	404	15,3	6,0	259,3	9,8	12,1	523	19,8	3,2	140	5,3	663	25,1
<b>Burgenland</b>																			
Burgenland	291.011	29.294	100,7	Land	LVP	8,6	2.507	8,6	4,9	1440,4	4,9	9,0	2.622	9,0	4,5	1325	4,6	3947	13,6
<b>Kärnten</b>																			
Lavanttal	54.385	9.782	179,9	Land	LVP	8,6	837	15,4	4,9	481,0	8,8	9,0	876	16,1	4,5	442	8,1	1318	24,2
StVeit/Völkermarkt	96.682	18.192	188,2	Land	HK	9,3	1.700	17,6	6,0	1090,5	11,3	12,1	2.202	22,8	3,2	588	6,1	2790	28,9
Klagenfurt	158.103	32.620	206,3	Stadt	HK	7,0	2.269	14,3	4,6	1514,6	9,6	9,3	3.032	19,2	2,3	751	4,7	3783	23,9
Walach	150.174	30.026	199,9	Land	HK	9,3	2.805	18,7	6,0	1799,9	12,0	12,1	3.634	24,2	3,2	971	6,5	4605	30,7
Spittal	65.818	10.593	160,9	Land	LVP	8,6	906	13,8	4,9	520,9	7,9	9,0	948	14,4	4,5	479	7,3	1427	21,7
Westkärnten	35.320	4.658	131,9	Land	LVP	8,6	399	11,3	4,9	229,0	6,5	9,0	417	11,8	4,5	211	6,0	628	17,8



Oberösterreich																				
Linz	200.839	39.851	198,4	Stadt	LVP	6,8	2.692	13,4	5,5	2179,7	10,9	8,6	3.412	17,0	3,7	1460	7,3	4872	24,3	
Steyr-Stadt	38.347	7.015	182,9	Land	LVP	8,6	600	15,7	4,9	344,9	9,0	9,0	628	16,4	4,5	317	8,3	945	24,6	
Wels-Stadt	60.399	9.433	156,2	Land	LVP	8,6	807	13,4	4,9	463,8	7,7	9,0	844	14,0	4,5	427	7,1	1271	21,0	
Braunau	100.955	11.985	118,7	Land	LVP	8,6	1.026	10,2	4,9	589,3	5,8	9,0	1.073	10,6	4,5	542	5,4	1615	16,0	
Eferding	32.538	3.080	94,7	Land	LVP	8,6	264	8,1	4,9	151,4	4,7	9,0	276	8,5	4,5	139	4,3	415	12,8	
Freistadt	65.853	5.094	77,4	Land	LVP	8,6	436	6,6	4,9	250,5	3,8	9,0	456	6,9	4,5	230	3,5	686	10,4	
Gmunden	100.745	11.308	112,2	Land	LVP	8,6	968	9,6	4,9	556,0	5,5	9,0	1.012	10,0	4,5	512	5,1	1524	15,1	
Grieskirchen	64.008	5.385	84,1	Land	LVP	8,6	461	7,2	4,9	264,8	4,1	9,0	482	7,5	4,5	244	3,8	726	11,3	
Kirchdorf	56.288	5.683	101,0	Land	LVP	8,6	486	8,6	4,9	279,4	5,0	9,0	509	9,0	4,5	257	4,6	766	13,6	
Linz-Land	145.019	17.743	122,3	Land	LVP	8,6	1.518	10,5	4,9	872,4	6,0	9,0	1.588	11,0	4,5	803	5,5	2391	16,5	
Perg	67.445	5.885	87,3	Land	LVP	8,6	504	7,5	4,9	289,4	4,3	9,0	527	7,8	4,5	266	3,9	793	11,8	
Ried im Innkreis	59.859	5.117	85,5	Land	LVP	8,6	438	7,3	4,9	251,6	4,2	9,0	458	7,7	4,5	231	3,9	689	11,5	
Rohrbach	56.946	4.243	74,5	Land	LVP	8,6	363	6,4	4,9	208,6	3,7	9,0	380	6,7	4,5	192	3,4	572	10,0	
Schärding	56.906	4.608	81,0	Land	LVP	8,6	394	6,9	4,9	226,6	4,0	9,0	412	7,2	4,5	208	3,7	621	10,9	
Steyr-Land	59.628	4.778	80,1	Land	LVP	8,6	409	6,9	4,9	234,9	3,9	9,0	428	7,2	4,5	216	3,6	644	10,8	
Urfahr-Umgebung	83.646	7.688	91,9	Land	LVP	8,6	658	7,9	4,9	378,0	4,5	9,0	688	8,2	4,5	348	4,2	1036	12,4	
Vöcklabruck	134.286	12.009	89,4	Land	LVP	8,6	1.028	7,7	4,9	590,5	4,4	9,0	1.075	8,0	4,5	543	4,0	1618	12,0	
Wels-Land	70.241	6.379	90,8	Land	LVP	8,6	546	7,8	4,9	313,7	4,5	9,0	571	8,1	4,5	289	4,1	860	12,2	
Salzburg																				
Salzburg Stadt	150.938	36.107	239,2	Stadt	HK	7,0	2.511	16,6	4,6	1676,6	11,1	9,3	3.356	22,2	2,3	831	5,5	4188	27,7	
Pongau	79.579	10.265	129,0	Land	LVP	8,6	878	11,0	4,9	504,7	6,3	9,0	919	11,5	4,5	464	5,8	1383	17,4	
Lungau	20.547	2.574	125,3	Land	LVP	8,6	220	10,7	4,9	126,6	6,2	9,0	230	11,2	4,5	116	5,7	347	16,9	
Tennengau	59.568	9.030	151,6	Land	LVP	8,6	773	13,0	4,9	444,0	7,5	9,0	808	13,6	4,5	408	6,9	1217	20,4	
Flachgau	148.738	20.866	140,3	Land	LVP	8,6	1.786	12,0	4,9	1026,0	6,9	9,0	1.868	12,6	4,5	944	6,3	2812	18,9	
Pinzgau	86.445	14.473	167,4	Land	LVP	8,6	1.239	14,3	4,9	711,6	8,2	9,0	1.295	15,0	4,5	655	7,6	1950	22,6	
Vorarlberg																				
Vorarlberg	384.147	31.795	82,8	Land	LVP	8,6	2.721	7,1	4,9	1563,3	4,1	9,0	2.846	7,4	4,5	1438	3,7	4284	11,2	
Tirol																				
Landeck	44.186	5.867	132,8	Land	LVP	8,6	502	11,4	4,9	288,5	6,5	9,0	525	11,9	4,5	265	6,0	791	17,9	
Imst	58.233	7.401	127,1	Land	LVP	8,6	633	10,9	4,9	363,9	6,2	9,0	662	11,4	4,5	335	5,7	997	17,1	
Reutte	32.036	3.521	109,9	Land	LVP	8,6	301	9,4	4,9	173,1	5,4	9,0	315	9,8	4,5	159	5,0	474	14,8	
Innsbruck-Land	174.217	18.266	104,8	Land	LVP	8,6	1.563	9,0	4,9	898,1	5,2	9,0	1.635	9,4	4,5	826	4,7	2461	14,1	
Innsbruck-Stadt	131.009	26.474	202,1	Stadt	LVP	6,8	1.789	13,7	5,5	1448,0	11,1	8,6	2.266	17,3	3,7	970	7,4	3237	24,7	
Schwaz	81.841	9.103	111,2	Land	LVP	8,6	779	9,5	4,9	447,6	5,5	9,0	815	10,0	4,5	412	5,0	1227	15,0	
Kufstein	105.466	10.459	99,2	Land	LVP	8,6	895	8,5	4,9	514,3	4,9	9,0	936	8,9	4,5	473	4,5	1409	13,4	
Kitzbühel	63.125	8.365	132,5	Land	LVP	8,6	716	11,3	4,9	411,3	6,5	9,0	749	11,9	4,5	378	6,0	1127	17,9	
Lienz	49.026	6.064	123,7	Land	LVP	8,6	519	10,6	4,9	298,2	6,1	9,0	543	11,1	4,5	274	5,6	817	16,7	
<b>Summe</b>	<b>8.679.425</b>	<b>1.428.351</b>					<b>111.901</b>			<b>70934,1</b>			<b>134.268</b>			<b>48567</b>		<b>182835</b>		

# **Anhang II**

## **Zusammengefasste Prüfberichte der untersuchten polyolefinhaltigen Abfallströme**

---

Tabelle II: Zusammenfassende Tabelle der Analysewerte der Testreihen mit der nass-mechanischen Vorbehandlungsanlage „Plastic Reborn“.

Input - Feststoff																						
Element	As	Pb	Cd	Cl	Cr	F	Hg	S	Ho	Hu	Hu	Cu	Ni	Co	N	H	TC	TOC	TS (40°C)	AG	xB	xNB
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[kg/kg TS]	[kg/kg OS]	[kg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[%]	[% TS]	[% TS]	[% TS]
Ersatzbrennstoffe Thermo Team	<2,5	51	0,7	5930	270	850 <0,25	550	36300	31400	33400	1140	3220	1140	0,58	10,72	73	73	94,6	8,09	16,3	75,4	
Mischkunststoffe Puchstrasse	2,5	71	2,1	22000	33	170 <0,25	890	27000	14500	24800	1580	610	210	0,31	7,88	60,2	60,2	62,1	10,85	54,1	32,5	
Mischkunststoffe Hörsching	5	72	2,1	10600	250	240	4330	21700	18200	19900	170	280	78	0,88	6,81	50,6	49,8	92,2	20,29	44,3	33,9	
Rejeks - Mayer Entsorgung	6,1	320	1,3	6100	200	480 <0,25	5950	23400	17600	21500	470	470	160	1,1	6,97	57,6	57,5	83,8	19,37	42,5	37,5	
Hot Disc - Oberlaar	3,8	80	3,8	13300	65	120 <0,25	2770	26900	18400	24800	200	480	120	1,01	7,5	60,1	60,1	76,6	18,96	25,2	54,2	
Siebdurchlauf Leichtverpackung Hörsching	<2,5	42	1,1	5670	120	110 <0,25	2090	31200	26000	33900	770	140	42	0,78	9,15	70,4	70,4	91,4	10,14	16,4	61,6	
Landfill Mining	<2,5	60 <0,5		8680	25	85 <0,25	630	36900		390	280	100	0,44		11	79,3	79,3	98,4	4,19	14,4	81	
Schwergutfraktion - Feststoff																						
Element	As	Pb	Cd	Cl	Cr	F	Hg	S	Ho	Hu	Hu	Cu	Ni	Co	N	H	TC	TOC	TS (40°C)	AG	xB	xNB
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[kg/kg TS]	[kg/kg OS]	[kg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[%]	[% TS]	[% TS]	[% TS]
Ersatzbrennstoffe Thermo Team	<2,5	11 <0,5		20500	24	270 <0,25	800	20300	10800	18700	5270	560	220	0,25	5,17	46,7	46,8	62,3	22,54	28,2	46,7	
Mischkunststoffe Puchstrasse	5,7	580	5,5	29100	190 <100	<0,25	680	17900	4000	16400	5740	280	110	0,34	5,14	44,6	44,6	33,7	17,93	46,2	33,6	
Mischkunststoffe Hörsching	11	1070	0,82	9190	240	160 <0,25	4230	11600	5500	10700	1170	140	62	0,53	3,65	32,5	32,4	59	48,64	25	27,2	
Rejeks - Mayer Entsorgung	<0,25	37	2,5	5420	85	54 <0,25	710	18400	13200	16900	170	36	13	0,73	5,53	40,8	40,8	79,9	11,3	17,4	70,3	
Hot Disc - Oberlaar	3,7	440	8,6	39300	330	1670 <0,25	1990	20100	11700	18500	120	53	16	0,74	5,13	47	47	67	13,29	23,7	60,7	
Siebdurchlauf Leichtverpackung Hörsching	3,3	200	2	34700	13 <100	<0,25	890	21900	13500	20200	430	110	37	0,37	4,95	56,1	56,1	70,4	7,33	20	71,7	
Landfill Mining	9	1430	32	37900	79	240 <0,25	2420	15500	11400	14300	3550	24	7,4	0,75	5,04	38,3	38,3	82,5	35,63	11,2	49,5	
Mittelgutfraktion - Feststoff																						
Element	As	Pb	Cd	Cl	Cr	F	Hg	S	Ho	Hu	Hu	Cu	Ni	Co	N	H	TC	TOC	TS (40°C)	AG	xB	xNB
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[kg/kg TS]	[kg/kg OS]	[kg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[%]	[% TS]	[% TS]	[% TS]
Ersatzbrennstoffe Thermo Team	<2,5	16 <0,5		36000	310	350 <0,25	750	24000	8900	22100	1150	960	380	0,89	6,92	57,4	57,4	46,3	8,93	34,1	55,7	
Mischkunststoffe Puchstrasse	5,9	29	3	17500	40 <100	<0,25	680	23200	3400	21300	550	340	140	0,54	6,66	53,6	53,6	24,5	11,75	46,5	40,1	
Mischkunststoffe Hörsching	5,5	290	1,1	5110	99	250 <0,25	6080	20700	3000	19100	230	120	43	1,03	6,42	50,3	49,6	25,1	13,24	61,4	22,4	
Rejeks - Mayer Entsorgung	4	62	12	20100	94	200 <0,25	2030	24800	11600	22900	230	440	110	1,21	6,88	54,9	54,5	55,4	19,24	28,7	49,7	
Hot Disc - Oberlaar	3,2	37	2,3	9670	180	200 <0,25	1270	24200	7100	22300	110	81	29	1,01	7,06	57,3	57,3	38,8	10,34	43,6	44	
Siebdurchlauf Leichtverpackung Hörsching	2,9	31 <0,5		27400	13 <100	<0,25	600	25800	8600	23800	46	69	27	0,36	6,73	60,2	60,2	41,9	5,47	26,4	67	
Landfill Mining	4	120	5,3	23700	70 <100	<0,25	2150	23400	7100	21600	600	20	4,7	1,85	6,9	56,9	56,4	39,9	10,96	42,3	44	
Leichtgutfraktion - Feststoff																						
Element	As	Pb	Cd	Cl	Cr	F	Hg	S	Ho	Hu	Hu	Cu	Ni	Co	N	H	TC	TOC	TS (40°C)	AG	xB	xNB
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[kg/kg TS]	[kg/kg OS]	[kg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[%]	[% TS]	[% TS]	[% TS]
Ersatzbrennstoffe Thermo Team	<2,5	50 <0,5		3100	26	190 <0,25	9700	35200	18100	32400	360	1300	500	0,63	10,29	83,7	83,5	59,1	4,86	21,6	72,8	
Mischkunststoffe Puchstrasse	3,5	86 <0,5		6970	18 <100	<0,25	580	39500	9200	36300	760	200	77	0,18	11,67	79,6	79,6	30	5,2	18,4	75,5	
Mischkunststoffe Hörsching	<2,5	120	1,4	3590	62	90 <0,25	1510	32600	10400	30000	56	78	26	0,57	10,1	73,1	72,8	39,6	5,1	37,3	56,6	
Rejeks - Mayer Entsorgung	<2,5	23	7,7	2360	760 <100	<0,25	540	41200	24600	37900	84	460	59	0,34	11,8	82,2	82,2	67,2	5,1	11,4	83,1	
Hot Disc - Oberlaar	<2,5	32	0,81	2880	36	120 <0,25	530	42500	19300	39100	39	51	19	0,41	12,8	84,3	83,7	52,4	4,1	6	89,3	
Siebdurchlauf Leichtverpackung Hörsching	<2,5	32	0,8	3400	15 <100	<0,25	330	40700	12500	37400	48	64	22	0,29	12,01	81,3	81,3	37,6	2,61	14,5	82,5	
Landfill Mining	<2,5	89	9,3	7190	49 <100	<0,25	1320	37700	15800	34700	81	18	2,7	1,33	11,41	79	78,6	49,1	5,3	23,1	70,9	
Prozessabwasser																						
Element	ASS	AOX	Al	NH4	MBAS	As	POX	Ba	B5B5	Pb	Cd	CSB	Cl	Cr(VI)	Cr	Co	Fe	F	TOC	KW-Index	Cu	Ni
Einheit	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg O2/l]	[µg/l]	[µg/l]	[mg O2/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Ersatzbrennstoffe Thermo Team	10	0,019	540	0,24	0,11 <1	<0,001	41	44 <0,1	<2	104	9,8 <0,05	<20	160	460	8	32,8	0,07	550	260			
Mischkunststoffe Puchstrasse	22	0,706	2680 <0,05	0,23	120	53	23	541	6,1 <0,05	<20	600	8350	2,5	72,2	1,22	520	1570					
Mischkunststoffe Hörsching	35	0,422	3630	6,3	1,3	6,1 <0,007	100	50	820	1,1	1180	54 <0,1	35	420	4400	2,3	303	0,75	430	1050		
Rejeks - Mayer Entsorgung	7	0,074	620	3,9	0,21	<0,001	53	180	6,9 <2,0	535	47 <0,05	<20	190	1670 <2,5	79,6	0,94	19	500				
Hot Disc - Oberlaar	1,5	0,062	110	0,66	0,13 <10	<0,001	45	11	4,4 <2,0	286	20 <0,05	<20	28	56	1360 <2,5	41,1 <0,05	81	160				
Siebdurchlauf Leichtverpackung Hörsching	24	0,022	790	0,19	0,19 <10	<0,001	57	34	8,1 <2,0	189	8,5 <0,05	<20	270	1140 <2,5	20,2	0,39	130	630				
Landfill Mining	7	0,061	910	2	0,19 <10	<0,001	45	110	45 <2,0	498	64 <0,05	<20	26	11	6900 <2,5	97,1	0,36	2,8	62			
Element	NO3	NO2	Phen	P	pH	Hg	SLS	Ag	SO4	SO2	SO3	Zn	Sn									
Einheit	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]	-	[µg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]									
Ersatzbrennstoffe Thermo Team	<0,5	<0,5	<0,01	24	7,3 <1	<1	12 <1	23 <0,1	<1	22 <2												
Mischkunststoffe Puchstrasse	<1	<1	0,036	110	7,7 <1	<1	11 <1	28 <0,10	<1	570 <2												
Mischkunststoffe Hörsching	<1	<1	0,17	2180	7	0,5	32 <0,1	220 <0,1	<1	930	2,5											
Rejeks - Mayer Entsorgung	6,3 <2,5	0,026	430	8,4 <1,1	<10	<1	<1	50 <0,10	<1	980	2,6											
Hot Disc - Oberlaar	<2,5	<2,5	0,041	210	8,2 <1,1	<10	<1	69 <0,1	<1	1190 <2,0												
Siebdurchlauf Leichtverpackung Hörsching	<1	<1	0,074	120	7,4 <1	<10	<1	24 <0,1	<1	400 <2												
Landfill Mining	3,3 <2,5	0,046	370	7,9 <1,0	<10	<1	<1	130 <0,10	<1	380	2,9											

