

# Masterarbeit

## Zusammensetzung und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der Europäischen Union

**Vorgelegt von:**

Tudor Dobra  
01235152

**Betreuer:**

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger  
Dipl.-Ing. Thomas Weißenbach

Leoben, 10.09.2018

## **EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG**

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

## **AFFIDAVIT**

I declare in lieu of oath, that I wrote this thesis and performed the associated research myself, using only literature cited in this volume.

---

Datum

---

Unterschrift

## **DANKSAGUNG**

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung dieser Masterarbeit unterstützt und motiviert haben.

In erster Linie gebührt mein Dank Dipl.-Ing. Thomas Weißenbach, der meine Masterarbeit betreut hat, mir stets mit hilfreichen Anregungen und Verbesserungsvorschlägen zur Seite gestanden ist und somit einen maßgeblichen Teil zur erfolgreichen Anfertigung dieser Arbeit beigetragen hat. Weiters möchte ich Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger danken, der mich mit dem spannenden Gebiet der Abfallwirtschaft vertraut gemacht hat.

Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei meiner Freundin Claudia, die immer ein offenes Ohr für meine Probleme hatte. Ein großer Dank gebührt meinen Freunden, die mich während der Erstellung der Masterarbeit mit hilfreichen Tipps und motivierenden Worten unterstützt haben. Besonders bedanken möchte ich mich bei Benedikt für das Korrekturlesen dieser Arbeit. Ebenfalls möchte ich mich bei meinen Mitstudenten insbesondere Daniel, Johannes und Kati für die schöne Zeit und die vielen lustigen Erfahrungen in Leoben bedanken.

Abschließend gilt mein besonderer Dank meinen Eltern, die mir mein Studium ermöglicht haben und mich dabei in meinen Entscheidungen stets unterstützt haben.

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW, Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

## **Kurzfassung**

### **Zusammensetzung und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der Europäischen Union**

Siedlungsabfälle spielen in der Abfallwirtschaft eine bedeutende Rolle. Mit einem EU-weiten Jahresaufkommen von nahezu 250 Millionen Tonnen machen sie fast 10 % des jährlichen Abfallaufkommens der Europäischen Union aus. Zudem sind sie auf Grund ihrer Zusammensetzung eine wichtige Quelle für die Gewinnung von Sekundärrohstoffen. Im ersten Teil der vorliegenden Masterarbeit wurde mittels einer praktischen Sortieranalyse an einem Deponiestandort die Zusammensetzung und das Wertstoffpotenzial von gemischtem Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik untersucht. Um konkrete Rahmen- und Durchführungsbedingungen für die eigenen Versuche abzuleiten, wurde die Methodik der Sortieranalyse mit ihren unterschiedlichen Ansätzen erhoben und für die benötigte Anwendung adaptiert. Zur Bewertung der Ergebnisse erfolgte ein Vergleich mit anderen Sortieranalysen aus der Tschechischen Republik und Österreich. Im zweiten Teil wurde anhand von Daten aus der Literatur und aus europäischen Datenbanken die Zusammensetzung sowie das jährliche Wertstoffpotenzial für die Fraktionen Papier/Pappe, Kunststoffe, Glas, Metalle und Organik aus Siedlungsabfällen für die gesamte EU sowie alle 28 einzelnen Mitgliedsstaaten berechnet.



## **Abstract**

### **Composition and resource potential of municipal solid waste in the European Union**

With a quantity of 250 million tons per year, corresponding to almost 10 % of all waste generated in the European Union, municipal waste plays an important role in EU waste management. In addition, municipal waste constitutes a major source of secondary raw materials due to its composition. In the first part of this master's thesis, the composition and resource potential of mixed municipal waste, delivered to a Czech landfill site, was investigated by means of a practical sorting analysis. In order to determine frame and implementation conditions for the experiments of the project, the methodology of sorting analysis with its different approaches was investigated and adapted for the required application. For the assessment of the sorting results a comparison with other sorting analyses for the Czech Republic, but also for Austria was carried out. In the second part, data from literature and European databases were used to calculate the composition and annual resource potential for the waste fractions paper/cardboard, plastics, glass, metals and organics in municipal waste, for the EU as a whole as well as for all 28 individual Member States.

## Inhaltsverzeichnis

	<b>Seite</b>
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>3</b>
1.1 Problemstellung .....	3
1.2 Zielsetzung .....	3
1.3 Begriffsdefinitionen .....	4
<b>2 CHARAKTERISIERUNG VON RESTMÜLL IN DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK.....</b>	<b>6</b>
2.1 Situation in der Tschechischen Republik .....	6
2.1.1 Rechtliche Grundlagen .....	6
2.1.1.1 EU-Recht .....	6
2.1.1.2 Abfallrecht der Tschechischen Republik.....	7
2.1.2 Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik.....	9
2.1.2.1 Aufkommen und Behandlung von Siedlungsabfall .....	9
2.1.2.2 Deponierung von biologisch abbaubarem Siedlungsabfall .....	11
2.1.2.3 Ausblick .....	12
2.1.3 Firma Rumpold s.r.o. ....	12
2.2 Grundlagen der Sortieranalyse .....	14
2.2.1 Ablauf einer Sortieranalyse gemäß Normen und Leitfäden .....	14
2.2.1.1 Zieldefinition.....	16
2.2.1.2 Voruntersuchung/Schichtung .....	17
2.2.1.3 Probenahmeplanung.....	18
2.2.1.4 Probenahme .....	24
2.2.1.5 Sortierung .....	25
2.2.1.6 Statistische Auswertung.....	28
2.2.2 Vergleichbarkeit von Sortieranalysen.....	30
2.2.2.1 Kriterien der Vergleichbarkeit .....	30
2.2.2.2 Standardisierung der Methoden .....	31
2.3 Bewertungsgrundlagen .....	32
2.3.1 System und Systemgrenzen .....	32
2.3.2 Methodik .....	33
2.3.2.1 Versuchsplanung .....	33
2.3.2.2 Versuchsdurchführung .....	36
2.3.2.3 Literaturrecherche .....	39
2.3.2.4 Auswertung der Ergebnisse .....	40

2.4	Ergebnisse der Sortieranalyse .....	42
2.4.1	Zusammensetzung des Restmülls .....	42
2.4.1.1	Heizperiode .....	42
2.4.1.2	Nichtheizperiode .....	44
2.4.1.3	Vergleich zwischen Heiz- und Nichtheizperiode .....	47
2.4.2	Berechnung des Heizwertes (Restmüll) .....	48
2.4.3	Charakterisierung der Feinfraktion .....	50
2.4.4	Ergebnisse Gewerbemüll .....	51
2.5	Diskussion/Vergleich der Ergebnisse .....	52
<b>3</b>	<b>WERTSTOFFPOTENZIAL VON SIEDLUNGSABFÄLLEN IN DER EU .....</b>	<b>56</b>
3.1	Methodik .....	56
3.1.1	System und Systemgrenzen .....	56
3.1.2	Datenerhebung .....	57
3.1.3	Abschätzung des Potenzials .....	58
3.1.4	Verifizierung der Methodik .....	58
3.2	Ergebnisse .....	60
3.3	Verifizierung der Methode .....	63
<b>4</b>	<b>KURZFASSUNG UND AUSBLICK .....</b>	<b>67</b>
<b>5</b>	<b>VERZEICHNISSE .....</b>	<b>70</b>
5.1	Literaturverzeichnis .....	70
5.2	Abkürzungsverzeichnis .....	73
5.3	Tabellen .....	74
5.4	Abbildungen .....	75
5.5	Formelverzeichnis .....	76
<b>ANHÄNGE .....</b>	<b>.....</b>	<b>I</b>
Anhang 1 .....	.....	I
Anhang 2 .....	.....	III
Anhang 3 .....	.....	VIII
Anhang 4 .....	.....	XXIII

# 1 Einleitung

Siedlungsabfälle spielen in der Abfallwirtschaft eine bedeutende Rolle. Mit einem EU-weiten Jahresaufkommen von nahezu 250 Mio. Tonnen (Eurostat, 2018) machen sie fast 10 % des jährlichen Abfallaufkommens der Europäischen Union aus. Weiters sind sie auf Grund ihrer Zusammensetzung eine wichtige Quelle für die Gewinnung von Sekundärrohstoffen. Der hohe Stellenwert dieser Abfallfraktion spiegelt sich auch im Kreislaufwirtschaftspaket, dem zentralen Strategiepapier der EU für dieses Thema, wider. Der Sammlung und Behandlung von Siedlungsabfällen kommt, bspw. durch die verpflichtende getrennte Sammlung oder die Festsetzung von ambitionierten Recyclingquoten, eine große Bedeutung zu.

Um die geplanten Ziele zu erreichen und auch in Zukunft eine gut funktionierende Siedlungsabfallwirtschaft garantieren zu können, ist es wichtig, die anfallenden Mengen sowie deren Zusammensetzung zu kennen. Nur so können Sammelsysteme sowie Behandlungsoptionen verglichen und die nötigen Behandlungsanlagen konzipiert werden.

## 1.1 Problemstellung

Die Grundlage einer qualitativen Potenzialabschätzung bzgl. Wertstoffen in Siedlungsabfällen bilden verlässliche Daten über anfallende Mengen sowie deren Zusammensetzung. Innerhalb der EU gibt es allerdings große Schwankungen hinsichtlich der Datenqualität und vielfalt. Während das Abfallaufkommen relativ gut erfasst werden kann und somit belastbare Daten vorhanden sind (EUROSTAT), ist eine direkte Bestimmung der Zusammensetzung nicht möglich. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass Siedlungsabfall nicht als eine, sondern in mehreren Fraktionen anfällt, welche separat gesammelt und behandelt werden. Auf der einen Seite stehen dabei die überwiegend homogenen Fraktionen, wie getrennt gesammelte Altstoffe (Glas, Metalle, etc.) oder Abfälle aus dem Grünflächenbereich (z. B. kommunale Garten- und Parkabfälle), deren Wertstoffpotenzial relativ einfach zu bestimmen ist. Auf der anderen Seite befindet sich die Fraktion der gemischten Siedlungsabfälle (Restmüll), die durch ihre Inhomogenität und variable Zusammensetzung gekennzeichnet ist. Daher stellt die Bestimmung der Zusammensetzung dieser Fraktion eine große Herausforderung dar, insbesondere da keine allgemein anerkannten Methoden oder Standards zur Verfügung stehen. Dieses Problem ist allerdings nicht nur auf europäischer Ebene vorhanden, sondern betrifft auch Entsorgungsunternehmen, welche sich um die Sammlung und Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen kümmern und die im Sinne der Abfallhierarchie aufgefordert sind von der Deponierung auf eine höherwertige Behandlung umzustellen.

## 1.2 Zielsetzung

Im Rahmen dieser Arbeit werden zwei zentrale Themen behandelt. Diese sind die **Charakterisierung von Restmüll in der Tschechischen Republik (T1)** sowie die **Abschätzung des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfälle in der EU (T2)**.

Im Rahmen von T1 wird die abfallwirtschaftliche Situation in der Tschechischen Republik allgemein sowie speziell aus Sicht der Firma Rumpold betrachtet. Weiters wird der eingesetzte Analyseprozess (=Sortieranalyse) genau beleuchtet und daraus eine passende

Herangehensweise für die eigene Sortierung abgeleitet werden. Abschließend werden an einem Deponiestandort der Firma Rumpold in der Tschechischen Republik Restmüllsortieranalysen durchgeführt, um eine grundlegende Charakterisierung des Abfalls hinsichtlich Zusammensetzung und Heizwert zu erhalten. Kein Ziel dieser Arbeit ist es, ein Behandlungskonzept für den untersuchten Abfall zu erstellen.

Im zweiten Teil (T2) erfolgt eine grobe Abschätzung des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfälle in der EU. , Zu diesem Zweck werden auch die nationalen Potenziale sowie eine EU-weite Siedlungsabfallzusammensetzung berechnet. Dabei werden nur die anfallenden Mengen betrachtet, eine Untersuchung hinsichtlich Rückgewinnbarkeit erfolgt nicht.

### 1.3 Begriffsdefinitionen

Im Folgenden werden die relevanten Begriffe dieser Masterarbeit und ihre Definitionen festgehalten.

**Abfall** inkludiert laut der europäischer Abfallrahmenrichtlinie (Europäische Union, 2008)

*„jeden Stoff oder Gegenstand, dessen sich sein Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss.“*

**Siedlungsabfälle** laut europäischer Abfallrahmenrichtlinie (Europäische Union, 2008) sind

*„a) gemischte Abfälle und getrennt gesammelte Abfälle aus Haushalten, einschließlich Papier und Karton, Glas, Metall, Kunststoff, Bioabfälle, Holz, Textilien, Verpackungen, Elektro- und Elektronik-Altgeräte, Altbatterien und Altakkumulatoren sowie Sperrmüll, einschließlich Matratzen und Möbel;*

*b) gemischte Abfälle und getrennt gesammelte Abfälle aus anderen Herkunftsbereichen, sofern diese Abfälle in ihrer Beschaffenheit und Zusammensetzung Abfällen aus Haushalten ähnlich sind;*

*Siedlungsabfall umfasst keine Abfälle aus Produktion, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Klärgruben, Kanalisation und Kläranlagen, einschließlich Klärschlämme, Altfahrzeuge und aus Bau- und Abbruch.“*

Der gesamte Siedlungsabfall besteht laut European Commission (2017) aus folgenden Teilen:

- Getrennt gesammelte Abfälle aus Haushalten,
- Gemischte Siedlungsabfälle aus Haushalten (Restmüll) und
- Haushaltsähnliche Abfälle aus kommunalen Aktivitäten (z.B. Straßenbegleitgrün).

**Gemischte Siedlungsabfälle**, auch als **Restmüll** oder **Hausmüll** bezeichnet, sind jene Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen, welche nicht getrennt gesammelt werden (European Commission, 2017).

**Wertstoffpotenzial** beschreibt im Rahmen dieser Arbeit die vorhandene Menge an Wertstoffen, ohne dabei Rücksicht auf die tatsächliche Rückgewinnbarkeit zu nehmen.

Unter **Sortieranalyse** versteht man die quantitative und qualitative Bestimmung der durch Sortierung von Abfällen erhaltenen Fraktionen. Eine Sortieranalyse besteht aus der Sortierung und Auswertung von Einzelproben. (Austrian Standards Institute, 2005)

Eine **Schicht** oder **Schichtung** ist die Unterteilung der Grundgesamtheit in Teilmengen nach bestimmten (bspw. geographischen oder zeitlichen) Kriterien (Beigl et al., 2017).

Die **Zugriffsebene** beschreibt die ablauf- bzw. zustandsbezogene Probenahmestelle. Diese kann der Haushalt, die Sammelbehälter oder das Sammelfahrzeug sein (Beigl et al., 2017).

Eine **Stichprobe** ist eine Probe, die an einem bestimmten Ort zu einem bestimmten Zeitpunkt gezogen wird. Sie wird nicht einzeln untersucht, sondern mit anderen Stichproben zu einer qualifizierten Stichprobe zusammengefasst (Austrian Standards Institute, 2011).

**Qualifizierte Stichproben** sind Mischproben, die aus mehreren einzelnen Stichproben bestehen (Austrian Standards Institute, 2011).

## 2 Charakterisierung von Restmüll in der Tschechischen Republik

### 2.1 Situation in der Tschechischen Republik

Im folgenden Kapitel soll die Ausgangssituation für diese Arbeit beschrieben werden. Dabei werden zum einen die rechtlichen Grundlagen sowohl auf europäischer als auch auf nationaler tschechischer Ebene dargestellt. Zum anderen wird ein kurzer Überblick über die aktuelle Situation der Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik gegeben und schließlich die Firma Rumpold inklusive ihrer Standorte und Aktivitäten in der Tschechischen Republik präsentiert. Der Fokus bei all diesen Unterpunkten liegt dabei auf den Themengebieten des (gemischten) Siedlungsabfalls sowie der Deponierung.

#### 2.1.1 Rechtliche Grundlagen

Die Änderungen der rechtlichen Rahmenbedingungen sind einer der Hauptgründe für die Durchführung dieser Arbeit. Darum werden nachstehend kurz die wichtigsten Rechtsdokumente hinsichtlich Deponierung und Behandlung von Siedlungsabfällen - speziell gemischten Siedlungsabfällen (=Restmüll) - beschrieben und die wesentlichen Vorgaben und Ziele der Gesetzestexte dargestellt.

##### 2.1.1.1 EU-Recht

Die Grundlage des europäischen Abfallrechts bildet die **europäische Abfallrahmenrichtlinie** (Europäische Union, 2008), in Folge als AbfRRL bezeichnet. Wichtige Punkte dieser Richtlinie sind die fünfstufige Abfallhierarchie, die Abgrenzung der Begriffe Abfall/Produkt/Nebenprodukt sowie die Festlegung von Recyclingquoten bzgl. Siedlungsabfällen und Bau- und Abbruchabfällen (Hodecek, 2016). Zur Quote für Siedlungsabfälle wird in Artikel 11, Absatz 2 festgehalten (Europäische Union, 2008):

*„bis 2020 wird die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling von Abfallmaterialien wie - zumindest - Papier, Metall, Kunststoff und Glas aus Haushalten und gegebenenfalls aus anderen Quellen, soweit die betreffenden Abfallströme Haushaltsabfällen ähnlich sind, auf mindestens 50 Gewichtsprozent insgesamt erhöht“*

Weiters wird in Artikel 11 die Einführung der getrennten Sammlung von Papier, Metall, Kunststoff und Glas bis 2015 festgesetzt (Europäische Union, 2008).

Das Thema Deponierung besitzt in der AbfRRL nur geringe Bedeutung und wird laut Abfallhierarchie aus Artikel 4 als schlechteste Option gesehen, die auf ein notwendiges Minimum beschränkt werden sollte.

Die gesetzlichen Regelungen zur Ablagerung von Abfällen sind in der **Richtlinie über Abfalldeponien** (Europäische Union, 1999) enthalten. Neben der Festlegung der Deponieklassen, Informationen über Abfallannahme, technischen Anforderungen während des Betriebs sowie Stilllegung und Nachsorge, werden Ziele bzgl. der Deponierung von

biologisch abbaubaren Siedlungsabfällen festgesetzt. Die Bezugsmenge ist dabei die erzeugte Gesamtmenge an solchen Abfällen im Jahr 1995. Die darauf basierenden Ziele laut der Deponierichtlinie (Artikel 5, Absatz 2) sind:

- Reduktion der deponierten Mengen von biologisch abbaubaren Siedlungsabfällen auf 75 Gewichtsprozent der Bezugsmenge im Jahr 2006,
- Reduktion auf 50 Gewichtsprozent im Jahr 2009 sowie
- Reduktion auf 35 Gewichtsprozent im Jahr 2016.

Für bestimmte Länder – darunter auch die Tschechische Republik – ist eine Verschiebung der Fristen um maximal vier Jahre nach hinten möglich (Europäische Union, 1999). Die neuen Termine sind somit 2010 (75%), 2013 (50%) und 2020 (35%).

Für den Zeitraum nach 2020 gibt es Vorgaben durch das **Kreislaufwirtschaftspaket der europäischen Kommission**. Die Umsetzung erfolgt dabei unter anderem durch die Änderung/Erneuerung von Gesetzen, darunter auch die AbfRRL und die Deponierichtlinie. Die wichtigsten Ziele und Strategien, hinsichtlich Siedlungsabfall und Deponierung sind (Europäische Union, 2018a, 2018b, 2018c):

- 65 % Recyclingziel (inkl. Vorbereitung zur Wiederverwendung) für Siedlungsabfälle bis 2035,
- 70 % Recyclingziel (inkl. Vorbereitung zur Wiederverwendung) für Verpackungsabfälle bis 2030,
- Angleichung von Begriffsbestimmungen und Harmonisierung der Berechnungsmethoden für Recyclingraten,
- Begrenzung der Deponierung von Siedlungsabfällen auf 10% des Aufkommens bis 2035,
- keine Deponierung von getrennt gesammelten Abfällen,
- Förderung von wirtschaftlichen Instrumenten, um Deponierung unattraktiv zu machen.

### 2.1.1.2 Abfallrecht der Tschechischen Republik

Allgemein lässt sich sagen, dass das EU-Recht im Bereich Abfallwirtschaft gut in das nationale Recht implementiert ist (Bipro, 2012). Die Details zur Umsetzung der für diese Arbeit relevanten Gesetze finden sich in Berichten der europäischen Kommission (Eunomia, 2015a, 2015b).

Die Grundlage des tschechischen Abfallrechts bildet der sogenannte **Waste Act** aus dem Jahr 2001 (Parliament of the Czech Republic, 2001). Dieser enthält vor allem allgemeine Prinzipien und Grundsätze, wie die fünfstufige Abfallhierarchie, H-Kriterien für gefährliche Abfälle oder die Auflistung der R- und D-Verfahren. Quantifizierbare Ziele (bspw. Recyclingraten) sind nicht enthalten. Weiters gibt es einige Verordnungen des tschechischen Umweltministeriums (in Folge als CZ MoE bezeichnet), die sich speziell mit dem Thema Deponierung beschäftigen. Diese sind laut Bipro (2012):

- Decree No. 383/2001 Coll., on details of waste management (CZ MoE, 2001),



- Decree No. 294/2005 Coll., on the conditions of depositing waste in landfills and its use on the surface of the ground (CZ MoE, 2005) sowie
- Decree No 341/2008 Coll., on the details of the management of biodegradable waste (CZ MoE, 2008).

In diesen Verordnungen sind vor allem technische Anweisungen zu finden. Diese umfassen den gesamten Deponiebetrieb inkl. Nachsorge, den Umgang mit speziellen Abfallströmen wie Batterien oder Altfahrzeugen sowie die Grundsätze für die Dokumentation und Berichterstellung. Die Angabe von Vorgaben und Zielen (bspw. Deponierungsprozentsatz bei Siedlungsabfällen) erfolgt jedoch nicht.

Das Dokument, das im Rahmen dieser Arbeit besondere Bedeutung hat, ist der **Waste Management Plan (WMP)**. Der Erstellung des WMP hat laut AbfRRL alle sechs Jahre zu erfolgen (Europäische Union, 2008) und ist das zentrale Strategiedokument für die tschechische Abfallwirtschaft (EEA, 2016b). Die aktuelle Version (WMP, 2014) ist seit 2015 gültig. Der WMP gliedert sich in fünf Teile. Diese sind:

- eine Einleitung,
- die Bestandsaufnahme der tschechischen Abfallwirtschaft,
- der verpflichtende Teil (eng. „binding part“),
- der Maßnahmenteil (eng. „directive part“) sowie
- die Anhänge.

Der sogenannte „binding part“ hat gesetzlichen Charakter und ist besonders relevant, weil in ihm die konkreten Ziele für die Abfallwirtschaft festgesetzt werden. Diese Ziele sind grundsätzlich aus dem EU-Recht abgeleitet, in manchen Fällen gibt es aber strengere Regelungen oder zusätzliche Vorgaben. In Tabelle 1 sind die aktuellen Vorgaben und Ziele laut WMP (2014), welche für diese Arbeit von Interesse sind, festgehalten. Man sieht, dass sich diese hinsichtlich Recyclingquoten für Siedlungsabfall sowie den Deponierungszielen für biologisch abbaubaren Siedlungsabfall mit den EU-Vorgaben (vgl. Kapitel 2.1.1.1) decken.

Tabelle 1: Ziele und Vorgaben der tschechischen Abfallwirtschaft laut WMP (2014)

<b>Ziele und Vorgaben der tschechischen Abfallwirtschaft laut WMP (2014)</b>
<i>Siedlungsabfall</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Getrennte Sammlung, mindestens für Papier, Kunststoff, Glas und Metall bis 2015.</li> <li>• Recycling und Vorbereitung zur Wiederverwendung für mindestens 50 % der Gesamtmasse an Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Abfallströmen mit Papier, Kunststoff, Metall und Glas bis 2020. <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Zwischenziele: 46% bis 2016 und 48% bis 2018</li> </ul> </li> </ul>
<i>Gemischter Siedlungsabfall (Restmüll)</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einsatz von gemischten Siedlungsabfällen nach Aufbereitung, hauptsächlich zur Energiegewinnung (thermische Verwertung).</li> </ul>
<i>Biologisch abbaubarer Abfall und Siedlungsabfall</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduzierung der deponierten Menge an biologisch abbaubaren Siedlungsabfällen auf 35% der produzierten Bezugsmenge (1995) bis zum Jahr 2020.</li> </ul>

Zusätzlich wurde durch eine Gesetzesnovelle des Waste Acts im Jahr 2014 ein generelles Deponierungsverbot für rückgewinnbaren und recycelbaren Abfall sowie für gemischte Siedlungsabfälle beschlossen (Manhart, 2017a).

## 2.1.2 Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik

Im folgenden Kapitel wird die aktuelle abfallwirtschaftliche Situation der Tschechischen Republik dargestellt und im Kontext der Gesamtsituation innerhalb der Europäischen Union betrachtet. Weiters sollen Prognosen und Ziele für die Zukunft aufgezeigt und besprochen werden.

### 2.1.2.1 Aufkommen und Behandlung von Siedlungsabfall

In Tabelle 2 ist das Aufkommen von Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik laut Eurostat (2018) für die Jahre 2009 bis 2016 dargestellt. Man sieht, dass das Aufkommen über die Jahre hinweg recht konstant bleibt.

Tabelle 2: Aufkommen an Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik 2009 - 2016

Aufkommen an Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik 2009 - 2016								
Jahr	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Menge [kt]	3.310	3.334	3.358	3.233	3.228	3.261	3.337	3.580

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der letzten Jahre hinsichtlich der Behandlung von Siedlungsabfällen. Es ist zu erkennen, dass die Deponierung - trotz stetig fallender Werte - nach wie vor einen sehr großen Anteil in Höhe von 47 % (2015) der Behandlung ausmacht. Der Bereich Recycling setzt sich aus stofflichem Recycling von Altstoffen (bspw. Papier) und dem sogenannten organischen Recycling (=Kompostierung) zusammen (EEA, 2016b).

In Abbildung 2 ist eine Prognose für die zukünftige Entwicklung der Siedlungsabfallbehandlung in der Tschechischen Republik dargestellt. Das Prognosemodell wurde von der Masaryk Universität in Brno im Auftrag des CZ MoE entwickelt und 2013 fertiggestellt. Eine detaillierte Beschreibung der Modells, welches eigentlich den Zeitraum von 2013 bis 2024 beschreibt, findet sich im aktuellen WMP (WMP, 2014). Im Rahmen dieser Arbeit werden nur die Daten ab 2016 betrachtet, da es für 2015 und davor bereits reale Daten gibt. Ein Vergleich für den Überschneidungszeitraum (2013 bis 2015) zeigt, dass die prognostizierten Werte mit den realen Daten gut übereinstimmen und sich derselbe Trend ablesen lässt. Eine verlässliche Aussage bzgl. der Richtigkeit des Modells für die kommenden Jahre lässt sich daraus jedoch nicht ableiten, da die Anzahl an Vergleichswerten gering ist.

Laut dem Modell verliert die Deponierung in Zukunft immer mehr an Bedeutung. Der Anteil an der Siedlungsabfallbehandlung sinkt bis 2024 auf knapp über 10 % ab. Die thermische Behandlung (nahezu der gesamte Anteil ist dabei „energetisches Recycling“) steigt kontinuierlich bis auf nahezu 30 Prozent. Den größten Anteil macht das Recycling aus, bei dem für das Jahr 2024 ein Wert von fast 60 Prozent prognostiziert wird (WMP, 2014). Laut

dieser Prognose wird die von der EU geforderte Recyclingquote von 50 % im Jahr 2020 knapp erreicht.

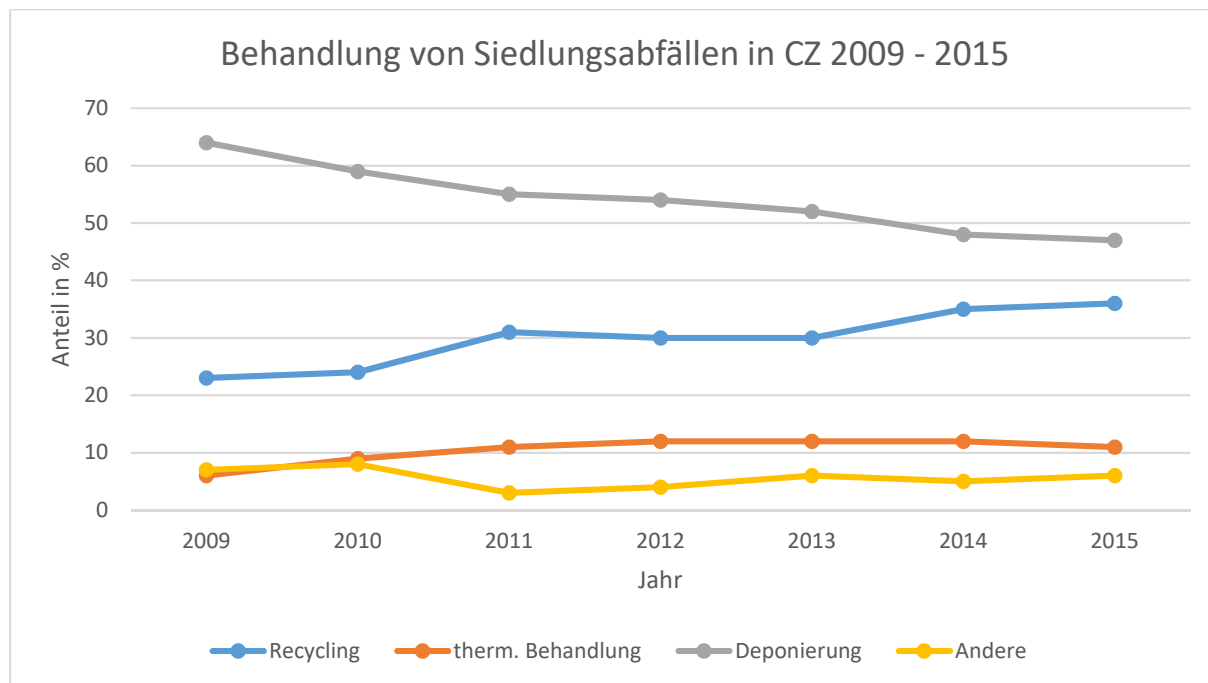


Abbildung 1: Behandlung von Siedlungsabfällen in CZ 2009 – 2015 (Manhart, 2017b)

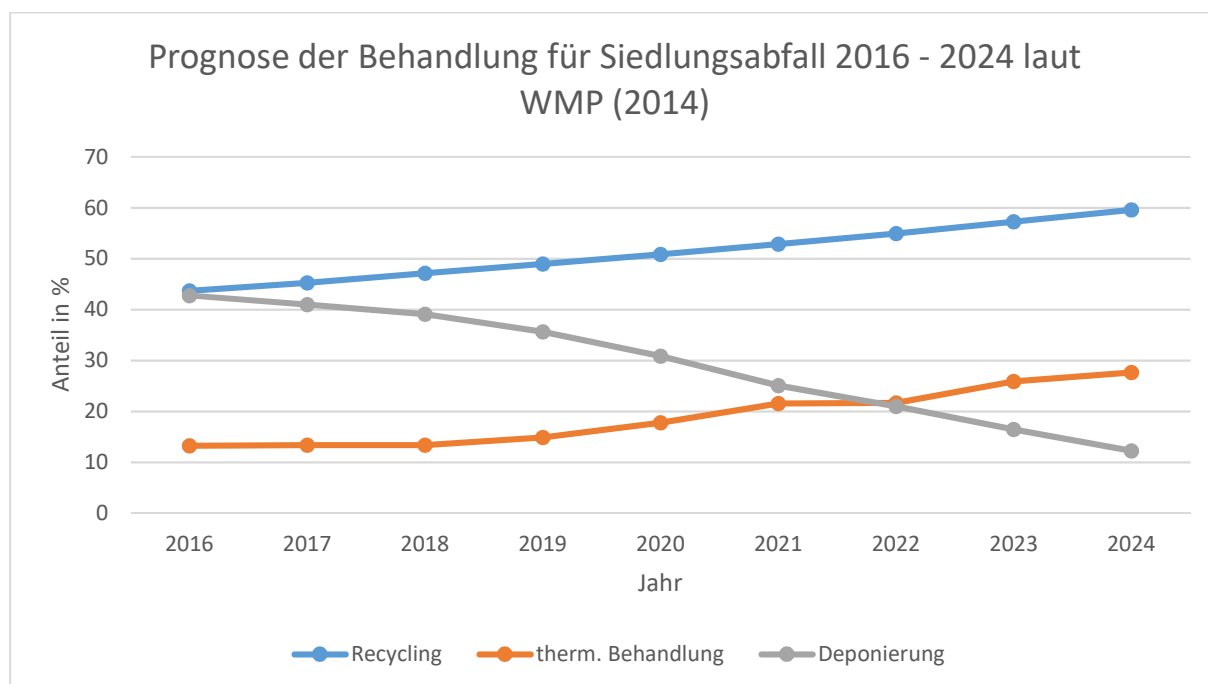


Abbildung 2: Prognose der Behandlung für Siedlungsabfälle 2016 - 2024 laut WMP (2014)

In Tabelle 3 ist, um die Situation besser einordnen zu können, ein Vergleich zwischen der Tschechischen Republik, Österreich und dem EU-Schnitt für die Behandlung von Siedlungsabfällen im Jahr 2014 dargestellt. Dieser basiert auf den Daten der europäischen Umweltagentur sowie des europäischen Parlaments (EEA, 2016a, 2016b; ephthinktank, 2016).

Tabelle 3: Behandlung von Siedlungsabfällen 2014 – Tschechische Republik, Österreich und EU-Schnitt

Behandlung von Siedlungsabfällen 2014 – Tschechische Rep., Österreich und EU-Schnitt			
	Tschechische Rep.	Österreich	EU-Schnitt
Recycling <sup>1</sup>	26 %	58 %	44 %
Therm. Behandlung	18 %	38 %	28 %
Deponierung	56 %	4 %	28 %

<sup>1</sup> inkludiert stoffliche Verwertung und Kompostierung

Man sieht, dass die Bedeutung der Deponierung in der Tschechischen Republik viel höher als jene in Österreich ist und immer noch deutlich über dem Durchschnitt der EU liegt. Dementsprechend sind die anderen zwei Behandlungsarten (Recycling und thermische Nutzung) weniger stark entwickelt.

Hinsichtlich der Zahlen für die Tschechische Republik ist anzumerken, dass es im Moment zwei autonome Systeme für die Datenerhebung bzgl. Siedlungsabfallaufkommen und Behandlungsmethoden gibt (EEA, 2016b). Die in Tabelle 3 angeführten Werte wurden vom Tschechischen Statistikamt publiziert und an EUROSTAT weitergeleitet. Diese Werte unterscheiden sich von jenen in Abbildung 1, die vom CZ MoE erhoben und veröffentlicht wurden. Bei den Daten des Umweltministeriums ist der Anteil des Recyclings deutlich höher (35 % statt 26 %) und jener für die Deponierung und thermische Behandlung niedriger. Die Unterschiede resultieren laut EEA (2016b) aus dem Einsatz verschiedener Erhebungs- und Berechnungsmethoden. Eine genaue Erklärung ist allerdings nicht vorhanden; daher kann auch nicht eingeschätzt werden, welcher Datensatz näher an der Realität liegt.

### 2.1.2.2 Deponierung von biologisch abbaubarem Siedlungsabfall

Hinsichtlich der Deponierung von biologisch abbaubarem Siedlungsabfall bezogen auf die produzierte Menge im Referenzjahr 1995 (vgl. dazu Kapitel 2.1.1.1) ist in Tabelle 4 der Anteil für die Jahre 2009 bis 2024 dargestellt. Dabei sind die Zahlen bis 2012 reale Daten aus einem Bericht der europäischen Kommission (Eunomia, 2015a) und jene ab 2013 prognostizierte Werte laut WMP (2014).

Tabelle 4: Deponierter Anteil an biologisch abbaubarem Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik

Deponierter Anteil an biologisch abbaubarem Siedlungsabfall in der Tschechischen Rep.											
	Werte laut Eunomia (2015a)				Prognose laut WMP (2014)						
Jahr	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2018	2020	2022	2024
Anteil [%]	98,2	65,3	61,1	59,2	45,4	42,0	35,3	28,6	22,2	15,9	9,9

Der von der europäischen Deponierichtlinie (Europäische Union, 1999) vorgegebene Wert von 75 % für das Jahr 2010 wurde somit erreicht. Ob der Wert für 2013 (50 %) erreicht wurde, konnte nicht festgestellt werden. Zieht man allerdings die Prognosen heran, wird dieser Grenzwert, so wie auch jener von 35 % für 2020, eingehalten.

### 2.1.2.3 Ausblick

Die in den vorherigen Kapiteln dargestellten Zahlen zeigen eine positive Entwicklung der tschechischen Abfallwirtschaft. Die Deponierung verliert an Bedeutung, der Anteil an höhergestellten Alternativen (Recycling und therm. Nutzung) steigt. Ob dieser Trend, so wie in den Prognosen vorausgesagt, auch in Zukunft bestehen bleibt, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht definitiv gesagt werden.

Das CZ MoE hatte für 2016 eine umfangreiche Reform der abfallrechtlichen Gesetze in der Tschechischen Republik vorgeschlagen (Mrackova, 2014). Nachdem der Gesetzesvorschlag bereits einige Hürden überwunden hatte, gab es Ende 2016 vor allem von Deponiebetreibern Widerstand gegen das geplante Gesetz (Manhart, 2017a). Ein zentraler Punkt des neuen Gesetzes wäre eine stetige Erhöhung der Deponiegebühr für „recoverable and recyclable waste“ von 33 Euro pro Tonne im Jahr 2018 auf 74 Euro pro Tonne bis 2024 und der damit verbundene Verlust der Attraktivität dieses Verfahrens gewesen (Manhart, 2017a).

Ein weiteres Problem hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung der Abfallwirtschaft stellt laut Manhart (2017a) eine Diskussion mit der EU bezüglich der finanziellen Unterstützung für „Waste to Energy“-Anlagen dar. Eine ursprünglich eingeplante EU-Förderung von über 50 Millionen Euro wurde auf Grund der zwei verschiedenen Systeme zur Bestimmung von Behandlungsanteilen (vgl. dazu Kapitel 2.1.2.1) zurückgezogen. Nach einer Begutachtung im Jahr 2016 wurden die Mittel wieder freigegeben, allerdings nicht für die Errichtung „klassischer“ Müllverbrennungsanlagen, sondern bspw. für: (Manhart, 2017a)

- Biogasanlagen,
- Pyrolyse- und Vergasungsanlagen sowie
- Modernisierung von Mitverbrennungsanlagen, um deren Effizienz zu erhöhen.

Abschließend lassen sich die wichtigsten Ziele der kommenden Jahre für die tschechische Abfallwirtschaft laut WMP (2014) und Manhart (2017b) folgendermaßen beschreiben:

- Reduktion der Deponierung (inkl. Erhöhung der Deponiegebühr),
- erhöhtes Recycling,
- thermische Nutzung von Abfällen,
- Primärressourcenverbrauch senken und Abfälle vermeiden sowie
- Unternehmen motivieren und unterstützen, damit sie am Standort investieren.

### 2.1.3 Firma Rumpold s.r.o.

Insgesamt hat die Firma Rumpold 20 Standorte (Deponien, Abfallbehandlungsanlagen, etc.) in der Tschechischen Republik und ist darüber hinaus bspw. für die Abfallsammlung von Haushalten (Restmüll sowie getrennt gesammelte Altstoffe) und Gewerbebetrieben sowie den

Betrieb vom Altstoffsammelzentren in verschiedenen Regionen des Landes zuständig (Rumpold, 2018).

Im Fokus dieser Arbeit stehen die Deponiestandorte sowie die angelieferten und abgelagerten Abfallmengen an nicht gefährlichen (n. g.) Abfällen. Eine Auflistung der relevanten Daten findet sich in Tabelle 5. Es sind für alle Standorte die Fahrzeuganlieferungen (FZ) sowie die angelieferte Gesamtmenge (GES) und jene an Restmüll (RM) pro Tag ausgewiesen. Bei den jährlichen Ablagerungen ist einerseits die Gesamtmenge (GES) sowie andererseits die Mengen an Restmüll (RM), Gewerbeabfällen (GEW) und Bauschutt (BS) dargestellt. Alle Zahlen stammen von Rumpold (2017).

Tabelle 5: Angelieferte und abgelagerten Mengen von nicht gefährlichen Abfällen auf den Deponien von Rumpold

Angelieferte und abgelagerte Mengen von n. g. Abfällen auf den Deponien von Rumpold							
Standort	Anlieferung pro Tag			Ablagerungen pro Jahr			
	FZ [-]	GES [t]	RM [t]	GES [t]	RM [t]	GEW [t]	BS [t]
Rokycany	40 - 50	80	40	21.583	14.091	5.977	1.515
Vodňany	30 - 80	100	64	26.000	16.000	8.000	2.000
Chrast	23 - 27	143	100	37.337	26.995	4.386	5.956
Tábor	40 - 60	164	120	39.624	27.926	7.096	4.602
Zdounky	40 - 50	113	85	27.000	21.000	2.000	4.000
Uherský Brod	50	135	90	34.243	22.953	4.476	6.814

Man sieht, dass alle Deponiestandorte hinsichtlich der täglichen Anzahl an Fahrzeuganlieferungen (= ca. 50 Fahrzeuge) sowie den abgelagerten Jahresmengen (= einige Zehntausend Tonnen) in einer ähnlichen Größenordnung liegen. Weiters ist erkennbar, dass die Restmüllfraktion in allen Fällen die größte Menge darstellt.

## 2.2 Grundlagen der Sortieranalyse

Sortieranalysen, oder genauer gesagt die Bestimmung der Zusammensetzung von Stoffströmen, stellen in der Abfallwirtschaft eine wesentliche Planungsgrundlage für die Entwicklung einer integrierten Kreislaufwirtschaft dar (Marb et al., 2005).

Verlässliche Daten bezüglich Aufkommen und Zusammensetzung von Restmüll (und auch anderer Abfallarten) sind nötig, um verschiedene Sammelsysteme zu vergleichen bzw. zu optimieren, nachgeschaltete Anlagen zu konzipieren und allgemein eine effektive und funktionierende Abfallwirtschaft zu garantieren (Edjabou et al., 2015; Sahimaa et al., 2015). In der Vergangenheit gab es eine große Anzahl solcher Sortieranalysen hinsichtlich Restmüll mit verschiedenen und teilweise stark abweichenden Zielen, Durchführungsmethoden und Interpretationen der erhaltenen Daten. Eine umfassende Übersicht über verschiedene internationale Publikationen zu diesem Thema - im englischen Original als: „Methods for household waste composition studies“ bezeichnet - findet sich bei Dahlen & Lagerkvist (2008). In dieser Veröffentlichung werden über 20 Analysen aus dem Zeitraum von 1981 bis 2007 verglichen sowie Unterschiede und Gemeinsamkeiten aufgezeigt. Hier sollen zwar keine konkreten Beispiele dieser Analysen genannt werden, es erfolgt allerdings eine Konkretisierung des Begriffs Sortieranalyse für diese Arbeit. Dahlen & Lagerkvist (2008) unterscheiden grundsätzlich zwischen zwei Arten der Durchführung. Diese sind:

- Methoden, bei denen eine tatsächliche Sortierung von Abfällen erfolgt, und
- Methoden, welche die Zusammensetzung rechnerisch über Materialflüsse ermitteln.

In weiterer Folge wird hier nur jene Methode betrachtet und als Sortieranalyse bezeichnet, bei der tatsächlich eine händische Sortierung mit optionaler Hilfe durch technische Gerätschaften (beispielsweise Siebe) erfolgt.

Selbst nach dieser Einschränkung gibt es noch immer sehr viele verschiedene Ausprägungen von Sortieranalysen. Um eine Übersicht zu erhalten, werden in diesem Kapitel der grundlegende Ablauf skizziert, die verschiedenen Durchführungsstrategien der einzelnen Punkte aufgezeigt sowie das Thema der Vergleichbarkeit verschiedener Analysen behandelt. Die Grundlagen bilden dabei die Schlussfolgerungen von Dahlen & Lagerkvist (2008) sowie relativ neu veröffentlichte englischsprachige Publikationen von Edjabou et al. (2015) und Sahimaa et al. (2015). Des Weiteren fließen auch die Ausführungen von Marb et al. (2005), sowie der „Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen“ (BMLFUW, 2017b) und die dazugehörige „Technische Anleitung“ von Beigl et al. (2017) ein.

### 2.2.1 Ablauf einer Sortieranalyse gemäß Normen und Leitfäden

Da es keine allgemein gültige Anleitung zur Durchführung von Sortieranalysen gibt, ist auch kein genau definierter bzw. standardisierter Ablauf vorhanden. Beispielsweise gibt es mehrere Normen, welche sich allerdings thematisch überschneiden und teilweise sogar widersprechen. Vergleicht man verschiedene Quellen, lassen sich allerdings vier zentrale Schritte, welche grundsätzlich immer (in verschiedenen Ausprägungen) vorkommen, ableiten:



- Planung und Design der Analyse
- Probenahme (ggf. auch Probenteilung)
- Manuelle Sortierung und Klassifikation
- Auswertung und Interpretation der Daten

In Abbildung 3 ist ein Ablaufschema, angelehnt an Beigl et al. (2017), dargestellt, welches auch als Grundschemata für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuche dient. Man sieht, dass besonders dem Punkt Planung und Design, bestehend aus Zieldefinition, Voruntersuchung und Probenahmeplanung eine sehr große Bedeutung eingeräumt wird. Am Ende jeder Stufe ist rechts neben dem Pfeil jenes Ziel dargestellt, welches erreicht werden sollte, bevor zum nächsten Schritt übergegangen werden kann.

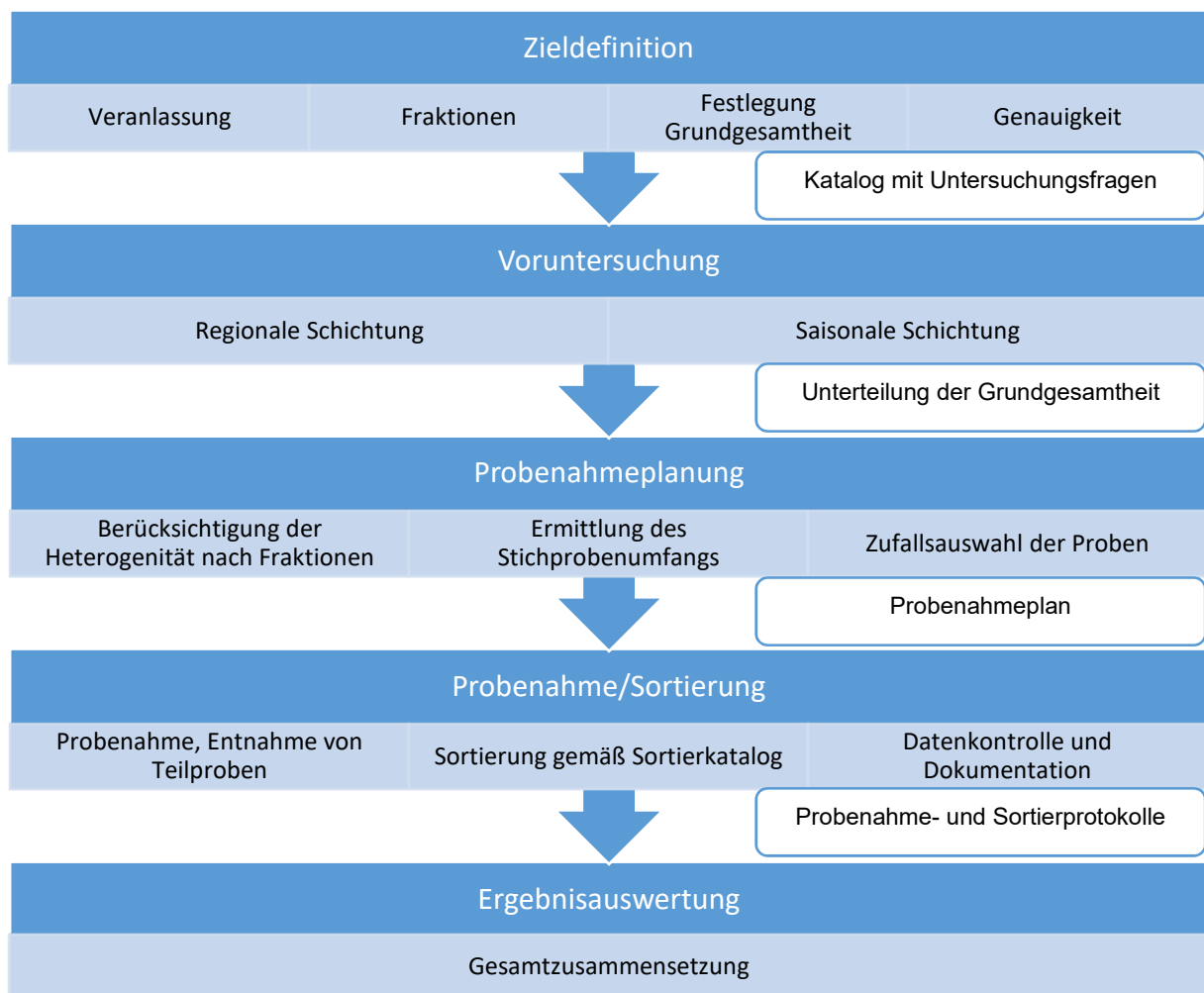


Abbildung 3: Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen nach Beigl et al. (2017)

In den folgenden Unterkapiteln werden die einzelnen Prozessschritte näher beleuchtet und verschiedene Herangehensweisen aufgezeigt und verglichen. Die verwendeten Methoden für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Analysen finden sich in Kapitel 2.3.2.



### 2.2.1.1 Zieldefinition

Das Thema Zieldefinition wird in der Literatur meist nur beiläufig behandelt. Viele Quellen erwähnen zwar die Tatsache, dass Restmüll-Sortieranalysen verschiedene Ziele verfolgen können, gehen aber nicht genauer auf den Prozess ein. Beigl et al. (2017) messen diesem Schritt allerdings eine hohe Bedeutung zu und meinen:

*„Die Untersuchungsziele der Restmüll-Sortieranalysen sind so konkret wie möglich an den jeweiligen Informationsbedarf (z.B. Monitoring, Potentialabschätzung, Benchmarking) anzupassen.“*

Die Wahl der Untersuchungsziele hat großen Einfluss auf den zeitlichen und räumlichen Rahmen, die Genauigkeitsansprüche sowie die Auswahl der Grund- und Teilgesamtheiten. Unkonkret formulierte Untersuchungsfragen können zu erhöhtem Aufwand (aus finanzieller Sicht) und Genauigkeitsverlusten führen, wenn der Stichprobenumfang über- bzw. unterschätzt wird (Beigl et al., 2017).

Die drei wesentlichen Schritte zur Zieldefinition sind:

- die Bestandsaufnahme,
- die Zielfindung und
- die Festlegung der Untersuchungsfragen.

Im Rahmen der Bestandsaufnahme geben Abfallwirtschaftsberichte und -pläne Aufschluss über verfolgte Strategien, gesetzte Maßnahmen, Sammelmengen sowie Infrastruktur im Untersuchungsgebiet. Aus vorangegangenen und ähnlichen Untersuchungen lassen sich möglicherweise Hinweise auf die Heterogenität der Restmüllzusammensetzung nach verschiedenen Faktoren (bspw. Behältertyp, Bebauungsstruktur, Jahreszeiten) ableiten, die für die weitere Planung von Bedeutung sein können (Beigl et al., 2017).

Bei der Zielfindung geht es darum, im Einklang mit den beteiligten Personen (Stakeholdern) den gewünschten Informationsbedarf festzulegen und dabei die Machbarkeit (finanziell und personell) zu berücksichtigen. Weiters sollten in diesem Schritt die sogenannten Leitfraktionen sowie gegebenenfalls Nebenfraktionen festgelegt werden. Leitfraktionen sind jene Fraktionen, die hinsichtlich einer konkreten Fragestellung am relevantesten sind und in weiterer Folge auch Auswirkungen auf den Stichprobenumfang haben (Beigl et al., 2017). Typische Beispiele für Leitfraktionen sind bspw.:

- biogene Abfälle, wenn es um die Effizienzbeurteilung der getrennten Sammlung (Biotonne) geht,
- gefährliche Abfälle (EAG, Problemstoffe, Batterien), wenn die Gefahrenabschätzung im Vordergrund steht, oder
- vermeidbare bzw. teilweise vermeidbare Lebensmittelabfälle, wenn diese im Fokus stehen (vgl. Schneider, (2012)).

Als Endergebnis der Zielfindung sollte eine Auflistung der zu untersuchenden Fraktionen inklusive einer Reihung stattfinden.

Abschließend sind die konkreten Untersuchungsfragen zu formulieren. Dabei sind zu jeder Frage die Leitfraktionen, die Grundgesamtheit, die erforderliche Genauigkeit (üblicherweise als Schwankungsbreite) sowie die Priorität anzugeben und alle Fragestellungen in einem Katalog zu sammeln. Je nach Fragestellung können auch zu vergleichende Teilgesamtheiten sowie regionale und chronologische Vergleiche definiert werden (Beigl et al., 2017). Zur Veranschaulichung befindet sich im Anhang jeweils ein Beispiel für eine konkrete Untersuchungsfrage und einen Untersuchungsfragenkatalog.

### 2.2.1.2 Voruntersuchung/Schichtung

Im Rahmen der Voruntersuchung sollen so viele Informationen wie möglich (sofern sie für die Restmüllzusammensetzung relevant sind bzw. sein könnten) über das zu untersuchende Gebiet erhoben werden. Dies sind zum Beispiel Einwohnerzahl und -dichte, Baustruktur oder Altersstruktur. Diese Informationen bilden einerseits die Grundlage für die Schichtung und erleichtern andererseits den Vergleich mit anderen Analysen (Sahimaa et al., 2015). Weiters ist es ratsam, eine grundlegende Abschätzung der Heterogenität der Restmüllzusammensetzung inkl. der Verteilung im (jahres-)zeitlichen und regionalen Kontext vorzunehmen.

Basierend auf diesen Grundlagen und den definierten Zielen kann eine Schichtung des Untersuchungsgebietes vorgenommen werden. Darunter versteht man die Aufteilung einer (inhomogenen) Grundgesamtheit in homogene, sich nicht überlappende Teilmengen (Edjabou et al., 2015; Sahimaa et al., 2015). Eine Schichtung ist zwar nicht zwingend vorzunehmen (European Commission, 2004), wird aber grundsätzlich in vielen Fällen empfohlen. Der Vorteil der Schichtung ist, dass die Probenanzahl reduziert werden kann, ohne negative Einflüsse auf die Genauigkeit zu haben, bzw. dass bei gleicher Probenanzahl eine erhöhte Genauigkeit auf Grund der homogeneren Teilmengen erreicht wird (Beigl et al., 2017). In den verschiedenen Sortieranalysen werden viele verschiedene Schichtungskriterien erwähnt. Diese sind zum Beispiel

- Sozioökonomische Schichtungskriterien:
  - Einkommen und Kaufkraft sowie
  - demographische Deskriptoren wie Alter, Bildung und Kinderzahl.
- Räumliche und strukturelle Schichtungskriterien:
  - Bebauungsstruktur (Einfamilienhäuser/Wohnkomplex),
  - Siedlungsdichte (städtisch, ländlich, Übergangsbereich) und
  - Heizsystem.
- Zeitliche Schichtungskriterien
  - Jahreszeiten bzw. Monate sowie
  - besondere Perioden, z.B. Heizperiode.
- Organisatorische und verfahrensbezogene Schichtungskriterien:
  - Anzahl und Art der getrennt gesammelten Abfälle,
  - Behältergröße und
  - andere abfallwirtschaftliche Faktoren (Hol-/Bringsystem, Entleerungsrhythmus der Behälter, Vorhandensein eines Altstoffsammelzentrums).

Die tatsächlich angewandten Kriterien sind von den zuvor definierten Untersuchungsfragen abhängig. Von Beigl et al. (2017) wird empfohlen, zumindest eine regionale und saisonale Schichtung durchzuführen und für jedes Schichtungskriterium maximal fünf Schichten zu unterscheiden.

Die regionale Schichtung sollte dabei nach einem Stadt-Land-Index erfolgen und drei oder fünf Schichten aufweisen. Die Faktoren für diesen Index sind die Bebauungsdichte, der Anteil an Mehrfamilienhäusern, ein Pendlersaldo sowie die durchschnittliche Haushaltsgröße. Die genaue Berechnung bzw. Vorgehensweise zur Bestimmung findet sich in der technischen Anleitung (Beigl et al., 2017) im Abschnitt 3.2.1. Auch Dahlen and Lagerkvist (2008) sowie Sahimaa et al. (2015) empfehlen eine regionale Schichtung, es werden aber keine genauen Kriterien für die Einteilung angeführt. Dolezalova et al. (2013) führen die Unterteilung in die Kategorien „urban“, „mixed“ und „rural“ wiederum direkt auf das Heizsystem zurück. Das Auslassen einer einheitlichen regionalen Schichtung kann dazu führen, dass ländliche Gebiete überrepräsentiert werden bzw. die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Analysen erschwert wird (Beigl et al., 2017).

Für die saisonale Schichtung sollte eine Einteilung in zumindest zwei bzw. im Idealfall vier Schichten durchgeführt werden. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass spezielle Zeitfenster mit atypischen Schwankungen in der Restmüllzusammensetzung (z. B. nach den Weihnachtstagen oder nach Großveranstaltungen) bei der Auswahl des Analysezeitraums umgangen werden (Beigl et al., 2017; Sahimaa et al., 2015). Sollten Vorstudien gezeigt haben, dass keine nennenswerten saisonalen Unterschiede bestehen, kann auf eine zeitliche Schichtung verzichtet werden. Dabei besteht allerdings die Gefahr, dass sich einmalige Effekte stärker auf das Ergebnis auswirken als bei der Durchführung von mehreren Analysedurchgängen (Beigl et al., 2017).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich das Einführen von Schichtungen positiv auf die Qualität der erhaltenen Daten auswirkt. Gleichzeitig wird dadurch aber auch ein größerer Aufwand in den Bereichen Planung, Probenahme und Auswertung nötig, der in vielen Fällen mit erhöhten Kosten verbunden ist (Dahlen & Lagerkvist, 2008).

Als abschließender Schritt der Voruntersuchung sollte die Grundgesamtheit (z. B. ein Bundesland), entsprechend der ausgewählten Schichtungskriterien so detailliert wie nötig aufgeteilt werden, sprich einzelne Teilgebiete der Untersuchungsregion (z. B. Gemeinden eines Bundeslands) den jeweiligen Kategorien zugeordnet werden. Diese Unterteilung liefert die Grundlage für den Stichprobenplan und die spätere Hochrechnung der Gesamtzusammensetzung (BMLFUW, 2017b). Beispiele für diesen Prozess, sowie jenen der Kombination von mehreren Schichtungskriterien zu Untersuchungseinheiten, finden sich bei Beigl et al. (2017) in Kapitel 3.4.

### 2.2.1.3 Probenahmeplanung

Oberstes Ziel der Probenahmeplanung ist es, eine repräsentative Probenahme zu garantieren. In Anlehnung an Pierre Gy's „Theory of Sampling“ werden von Dahlen and Lagerkvist (2008) die sieben potenziellen Fehlerquellen bei der Sammlung und Teilung von festen Proben

hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit auf Restmüll beschrieben. Die wichtigsten Punkte sind in Tabelle 6 zusammengefasst und sollen einen Überblick darüber geben, welche Faktoren bei der Probenahmeplanung berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 6: Fehler bei der Probenahme im Restmüllbereich (Dahlen & Lagerkvist, 2008)

Fehler bei der Probenahme im Restmüllbereich		
Fehlerbezeichnung	Erklärung	Gegenmaßnahmen
Long-range heterogeneity fluctuation error	Material von einem Ort ist nicht für das gesamte Untersuchungsgebiet repräsentativ	<ul style="list-style-type: none"> <li>Regionale Schichtung</li> <li>Zusammenführen kleiner Proben von mehreren Orten</li> </ul>
Periodic heterogeneity fluctuation error	Zeitliche Abweichung der Zusammensetzung abhängig von Jahreszeiten oder speziellen Ereignissen	<ul style="list-style-type: none"> <li>Saisonale Schichtung</li> <li>Abfall von mindestens einer Woche, damit Wochenenden berücksichtigt werden</li> </ul>
Fundamental error	Grundsätzlicher Fehler auf Grund von Heterogenität des Materials	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erhöhung der Probenmenge</li> <li>Reduktion der Korngröße (für Sortieranaysen eher nicht geeignet)</li> </ul>
Grouping and segregation error	Variationen im Material sind nicht gleichmäßig verteilt	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vermischung der Ausgangprobe vor Probenteilung</li> <li>Vermischung mehrerer kleiner Proben zu einer Probe</li> </ul>
Increment delimitation error	Fehler bei Probenentnahme aus falschem Volumen (z. B. Kegeln und Vierteln)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Probenentnahme aus einem langen, flachen Haufen</li> </ul>
Increment extraction error	Nicht alle Partikel, die eigentlich zur Probe gehören, werden entnommen (bspw. feine Teile am Boden)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Genaues Arbeiten</li> <li>Richtiges Werkzeug</li> </ul>
Preparation error	Proben können verschmutzt sein, chemische Reaktionen können erfolgen, Unachtsamkeit bei der Handhabung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Geschultes Personal</li> <li>Sortierung zeitnah durchführen (maximal ein Tag nach der Probenahme)</li> </ul>

In weiterer Folge werden die wichtigsten Schritte der Probenahmeplanung dargestellt, es werden die verschiedenen Möglichkeiten aufgezeigt sowie ihre Vorteile und Nachteile besprochen. Diese Schritte sind:

- Festlegung der Zugriffsebene,
- Festlegung der Stichprobengröße,
- Zufallsauswahl der Proben sowie
- operative Planung.

### Festlegung der Zugriffsebene

Die Zugriffsebene bezeichnet jenen Ort, an dem das Material aus dem System entnommen wird. Dies ist nicht mit dem tatsächlichen Ort, an dem die Probenahme durchgeführt wird, zu verwechseln. In Abbildung 4 ist eine Übersicht über die möglichen Zugriffsebenen dargestellt. Dabei sind die endgültigen Optionen, aus welchen eine Auswahl getroffen werden kann, grün markiert.

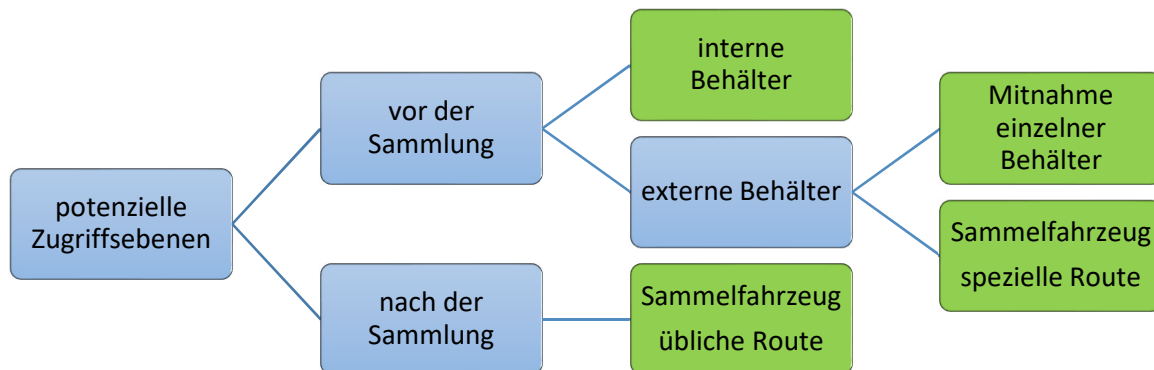


Abbildung 4: Zugriffsebenen für Sortieranalysen in Anlehnung an Beigl et al. (2017), Marb et al. (2005) und Sahimaa et al. (2015)

Laut Beigl et al. (2017) muss die Zugriffsebene

*„im Wesentlichen die Umsetzung von drei Grundvoraussetzungen ermöglichen. Zunächst muss sie die Erreichung der angestrebten statistischen Genauigkeit ermöglichen. Des Weiteren soll sie die Evaluierung von Schichtungskriterien bzw. Einflussfaktoren auf Haushaltsebene, wie der Siedlungsstruktur, anhand der Analyseergebnisse ermöglichen. Zuletzt soll die gewählte Zugriffsebene die Identifizierung der Abfallzusammensetzung beim Sortiervorgang und der Analyse nicht erschweren.“*

Betrachtet man nun die Ebene „interne Behälter“ (jene Behälter, die sich direkt im Haushalt befinden), so sieht man, dass zwar alle Voraussetzungen erfüllt werden, allerdings andere Probleme auftreten. Einerseits kann es zu Schwierigkeiten bei der Zugänglichkeit kommen, da für die Entnahme des Abfalls private Haushalte betreten werden müssten. Andererseits muss die Entnahme den Bewohnern angekündigt werden. Somit ist es möglich, dass die Zusammensetzung zum Zeitpunkt der Entnahme nicht mit der realen Zusammensetzung übereinstimmt, da die Bewohner ihr Verhalten im Vorfeld bewusst geändert haben (Beigl et al., 2017).

Auf der Ebene „externe Behälter“ ist die Unterteilung in zwei weitere Ausprägungen möglich. Beide Methoden garantieren, dass zum Großteil Restmüll von privaten Haushalten und nicht

von Gewerbebetrieben für die Analyse inkludiert wird, sofern bei der Auswahl der Behälter darauf geachtet wird. Eine hundertprozentige Garantie ist nicht möglich, da auch in privaten Haushalten gewerblichen Tätigkeiten nachgegangen wird (Dahlen & Lagerkvist, 2008). Beigl et al. (2017) sowie Marb et al. (2005) sind der Meinung, dass eine direkte Mitnahme der Behälter das beste Ergebnis liefert, da es dabei zu keinen bzw. nur sehr geringen Vermischungen und Beeinflussungen der Abfälle untereinander kommt. Dies garantiert, dass die Ergebnisse der Sortierung sehr genau den einzelnen Haushalten zugeordnet werden können. Die Aggregation einiger weniger Behälter ist dabei in gewissen Fällen möglich (siehe dazu Kapitel Stichprobengröße). Sahimaa et al. (2015) sind der Meinung, dass diese Methode in vielen Fällen zu aufwendig ist. Sie schlagen daher vor, die Entnahme an den ausgewählten Behältern mit einem normalen Sammelfahrzeug und speziell an die Schichtungskriterien angepassten Sammeltouren durchzuführen. Diese Methode ermöglicht es immer noch, regionale Schichtungen zu berücksichtigen und einen Bezug der Ergebnisse zur jeweiligen Schicht herzustellen.

Die billigste und einfachste Methode (hinsichtlich Planung und Sammlung) ist die Entnahme eines Teilstroms aus einem Sammelfahrzeug nach einer gewöhnlichen Sammeltour. Dies kann zum Beispiel bei der Anlieferung an eine Behandlungsanlage oder Deponie erfolgen (Marb et al., 2005). Der große Nachteil dieser Methode ist, dass dabei eine Vermischung und Kompaktierung des Abfalls auftritt. Dadurch kann es zu Kontaminationen, Anhaftungen usw. kommen. Weiters ist auch kein Bezug zum Abfallerzeuger gegeben (Beigl et al., 2017; Marb et al., 2005). Eine regionale Schichtung ist nur dann möglich, wenn die üblichen Sammeltouren mit den gewählten Schichtungskriterien übereinstimmen. Außerdem kann meist nicht verhindert werden, dass auch Restmüll von Gewerbebetrieben in die gezogenen Probe gelangt. Dies ist lediglich dann vermeidbar, wenn Sammeltouren bekannt sind und eine Tour gewählt wird, die nur Abfall aus privaten Haushalten beinhaltet.

### **Festlegung der Stichprobengröße**

Die Auswahl der Maßeinheit ist der erste Schritt zur Bestimmung der Stichprobengröße. Diese ist auch davon abhängig, welche Zugriffsebene im Schritt davor ausgewählt wird. Wird das **Sammelfahrzeug** (unabhängig davon, ob es sich um eines mit gewöhnlicher oder spezieller Sammelroute handelt) gewählt, wird in nahezu allen Fällen die Masse als Bezugsgröße genommen. Sahimaa et al. (2015) sowie Dahlen & Lagerkvist (2008) sind der Meinung, dass 100 kg eine angemessene Einzelanalysemenge darstellen. Die Einzelanalysemenge ist dabei jene Masse, die separat sortiert und ausgewertet wird. Sie wird aus der Grundgesamtheit (in diesem Fall die Ladung eines Sammelfahrzeugs) entnommen. Jede Schicht sollte durch ein eigenes Sammelfahrzeug repräsentiert werden und den Abfall von 100 bis 200 Haushalten beinhalten (Edjabou et al., 2015). Insgesamt sollten bei Analysen ohne Schichtung als Faustregel mindestens zehn solcher Einzelstichproben aus dem Fahrzeug ausgewertet werden. Wenn Schichtungen vorhanden sind, kann auf Grund der größeren Homogenität innerhalb der einzelnen Schichten die Anzahl der Einzelstichproben auf fünf bzw. sechs reduziert werden (Dahlen & Lagerkvist, 2008; Sahimaa et al., 2015). Alternativ dazu kann auch der gesamte gesammelte Restmüll eines Sammelfahrzeugs sortiert werden, wie es bei



Edjabou et al. (2015) der Fall ist. Dies erhöht die Resistenz gegen Fehler bei der Probenahme, ist aber mit erhöhtem Aufwand verbunden. Ein alternative Herangehensweise wird von Marb et al. (2005) nahegelegt. Der Stichprobenumfang wird hierbei mit 1 % der anfallenden Restmüllmasse im Untersuchungszeitraum festgelegt.

Wenn als Zugriffsebene der **Behälter** gewählt wird, wird von Beigl et al. (2017) das Behältervolumen als Bezugsgröße empfohlen. Theoretisch wären auch die Masse oder die Anzahl der Abfallerzeuger als Bezugsgröße denkbar, dies würde aber zu verschiedenen Problemen bei der Probenahme sowie der Bewertung der Ergebnisse führen. Hinsichtlich der Probengröße wird empfohlen, 240-Liter-Behälter als Einzelstichproben zu betrachten. Aus größeren Gebinden (bspw. 1.100 L) müssen Teilmengen entnommen werden, sehr kleine Sammelbehältnisse aus denselben Gebieten (unter 120 L) können zusammengefasst werden. 120-Liter-Behälter sollen allerdings nicht zusammengefasst, sondern auch als Einzelstichprobe untersucht werden, wenn sie in dem jeweiligen Gebiet die vorherrschende Behältergröße darstellen. Die genaue Anzahl der Untersuchungseinheiten (d.h. 240-Liter-Behälter) wird über ein statistisches Modell bestimmt. Ausführliche Informationen dazu finden sich bei Felsenstein & Spangl (2017) sowie bei Beigl et al. (2017). Eine ähnliche Vorgangsweise wird auch im SWA-Tool der European Commission (2004) vorgeschlagen. Dort erfolgt zusätzlich die Angabe, dass bei unbekanntem Systemen (also jenen, ohne vorhergehenden Untersuchungen) 45 m<sup>3</sup> an Gesamtprobe gezogen werden sollten, unter der Voraussetzung, dass nur Restmüll aus privaten Haushalten inkludiert wird. Ist auch Gewerbemüll enthalten erhöht sich dieser Wert auf 80 m<sup>3</sup>. Für einzelne Schichtungen werden mindestens sechs Einzelproben und 6 m<sup>3</sup> Probenvolumen empfohlen. Bei Marb et al. (2005) wird der Probenumfang mit 20 Stichprobeneinheiten (SPE) zu je 1,1 m<sup>3</sup> für eine Gebietskörperschaft mit bis zu 200.000 Einwohnern festgelegt, wobei je Schichtung sechs SPE das Minimum darstellen. Eine SPE stellt dabei einen 1.100-Liter-Behälter dar, in den die ausgewählten Behälter der jeweiligen Schichten umgefüllt werden. Die Anzahl der umgefüllten Behälter ist variabel und von der Behältergröße und dem Füllstand bei der Entleerung abhängig.

### **Zufallsauswahl der Proben**

Je nach Durchführungsmethode gibt es verschiedene Stufen, bei denen eine Auswahl nötig ist. Diese kann entweder zufällig oder bewusst geschehen. Laut Beigl et al. (2017) ist die Zufallsauswahl zu bevorzugen, falls diese durchführbar ist.

Werden externe Behälter als Zugriffsebene verwendet, liegt die erste Auswahl darin, aus allen vorhandenen Behältern jene zu wählen, die tatsächlich mitgenommen bzw. entleert werden. In der Literatur gibt es zu diesem Prozess nur wenig Konkretes. Edjabou et al. (2015) sowie Sahimaa et al. (2015) sprechen davon, dass Behälter entlang den, speziell nach Schichtungskriterien festgelegten, Sammellrouten in das Sammelfahrzeug entleert werden. Wie die Auswahl der Behälter dabei genau erfolgt, ist nicht beschrieben. Edjabou et al. (2015) geben lediglich an, dass die Routen (und somit wohl auch die Behälter) von den lokalen Verantwortlichen im Abfallbereich ausgewählt wurden. Auch bei Marb et al. (2005) wird von „festgelegten Adressen“ für jede Schichtung gesprochen. Der Prozess der Festlegung ist

allerdings nicht näher erläutert. Im Gegensatz dazu gibt es bei Beigl et al. (2017) einen sehr detaillierten Prozess zur Behälterauswahl. Dieser ist in der „Technischen Anleitung für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen“ erläutert und soll hier nicht genauer beschrieben werden. Grundsätzlich ist aber zu sagen, dass sich das dort beschriebene Verfahren wohl nur für größere Projekte eignet, da es mit viel Aufwand verbunden ist.

Ist die Zugriffsebene das „normale“ Sammelfahrzeug, muss auch hier eine Zufallsauswahl erfolgen, welches Fahrzeug oder welche Fahrzeuge tatsächlich beprobt werden sollen. Auch zu diesem Auswahlprozess ist in der Literatur nur wenig zu finden. Dahlen & Lagerkvist (2008) meinen, es sollte ein Fahrzeug zufällig ausgewählt werden, beschreiben aber keine genaue Vorgehensweise. Wenn auf Grund der Sammelrouten eine Schichtung möglich ist, soll für jede Schicht ein Fahrzeug als Grundgesamtheit herangezogen werden.

Ein zusätzlicher Schritt der Auswahl ist dann nötig, wenn vor der tatsächlichen Sortierung noch Teilproben (eng. sub-samples) entnommen werden (vgl. Sahimaa et al. (2015)). Dieser Schritt entfällt, wenn der gesamte gesammelte Abfall sortiert wird, wie etwa bei Beigl et al. (2017) oder Edjabou et al. (2015). Genaue Anweisungen zur Durchführung dieses Prozesses sind in der untersuchten Literatur nicht vorhanden. Es wird lediglich darauf hingewiesen, auf die Repräsentativität der Teilmenge zu achten. Auch in den österreichischen Normen ist hierzu wenig zu finden. In der ÖNORM S 2097 (Austrian Standards Institute, 2005) findet sich lediglich der folgende Hinweis

*„Aus Haufen (auch aus Sammel- und Transportfahrzeugen) werden Stichproben entnommen. Dabei muss auf etwaige Inhomogenitäten in der Abfallfraktionenverteilung Rücksicht genommen werden. Dies erfolgt entweder durch eine repräsentative Probenentnahme (zB mittels Schaufel oder Greifer) oder durch Mischung und anschließende Teilung.“*

Die ÖNORM S 2127 (Austrian Standards Institute, 2011) zur Charakterisierung von festen Abfällen liefert Anweisungen für die Probenahme aus Haufen bzw. Transportfahrzeugen. Diese sind aber auch nur bedingt auf diese Fragestellung anwendbar, da üblicherweise die Probenahme aus einem langen, flachen Haufen empfohlen wird (Dahlen & Lagerkvist, 2008; Sahimaa et al., 2015). In dieser Norm findet sich auch ein System zur Generierung von Zufallszahlen, welches für manche Auswahlsschritte nützlich erscheint.

### **Operative Planung**

Zur operativen Planung zählen alle Schritte, die im Vorfeld der Probenahme und Sortierung gesetzt werden sollten, um einen reibungslosen Ablauf zu ermöglichen (Beigl et al. 2017). Dazu zählen unter anderem

- die Festlegung der Zuständigkeiten (Sortierleiter, Sortierpersonal, etc.),
- die Erstellung eines Arbeits- und Zeitplans,
- die Auswahl eines geeigneten Sortierstandorts,
- die Überprüfung von Ausrüstung und Equipment mit Hilfe von Checklisten und
- die Erstellung von Protokollen und Checklisten für die Probenahme bzw. Sortierung.



Da diese Schritte abhängig von der jeweiligen Situation sehr unterschiedlich sein können, werden hier keine Empfehlungen aufgelistet. Die speziell für diese Arbeit durchgeführten Vorbereitungen finden sich im Abschnitt Versuchsplanung (vgl. Kapitel 2.3.2).

#### 2.2.1.4 Probenahme

Die Probenahme sollte im Regelfall wie im Probenahmeplan definiert erfolgen. Dabei ist eine genaue Dokumentation der durchgeführten Arbeiten besonders wichtig. Damit ist sichergestellt, dass im Nachhinein alle Schritte und Entscheidungen nachvollzogen werden können. Besonders relevant ist dies, wenn es zur Abweichung vom Probenahmeplan kommt oder spezielle unvorhersehbare Ereignisse, die potenziell Auswirkungen auf die anschließende Sortierung sowie die Auswertung haben können, eintreten.

Die tatsächliche Durchführung der Probenahme hängt von der gewählten Methode ab. Werden die einzelnen Behälter als Stichproben angesehen, lässt sich der Vorgang in folgende Schritte gliedern (Beigl et al., 2017):

- Behälterauswahl laut Liste (idealerweise auch Umfelderkhebung)
  - Bei niedrigem Füllstand (unter 20 %) oder Sicherheitsrisiko wird der Behälter nicht mitgenommen und ein Ersatzbehälter verwendet
- Probenahme
  - Säcke: ohne Umleeren mitnehmen
  - Kleinbehälter (bis 240 l): entweder Entnahme + Behältertausch oder Umleeren in Probenbehälter
  - Großbehälter (über 240 l): Ausleeren vor Ort + Viertelung/Achtelung und Umleeren einer Teilmenge oder direkte Entnahme einer Teilmenge + Umleeren
- Codierung der Proben (Etiketten + Dokumentation) → Probennahmeprotokoll
- Transport der Proben zum Sortierstandort.

Eine genaue Beschreibung der einzelnen Schritte findet sich in der technischen Anleitung. Da in diesem Fall alle Behälter einzeln analysiert werden, gibt es keine weiteren Schritte vor der Sortierung.

Wird die Ladung eines Sammelfahrzeugs beprobt, sollte zuerst das Gesamtgewicht der Ladung bestimmt werden. In weiterer Folge wird der Abfall auf eine ebene Fläche in Form eines oder mehrerer langgezogener, flacher Haufen angeordnet. Danach wird die festgelegte Anzahl an Teilproben entnommen und in geeignete Probengefäße umgefüllt, welche in weiterer Folge zur Sortierung gebracht werden (Sahimaa et al., 2015). Von der, in vielen Analysen gebräuchlichen, Methode des Kegeln und Viertelns zur Gewinnung von Teilproben wird abgeraten (Dahlen & Lagerkvist, 2008). Ziel der Entnahme sollte es sein eine möglichst repräsentative Teilmenge der Grundgesamtheit zu erhalten. Dabei sind die in Tabelle 6 angeführten (siehe am Anfang dieses Kapitels) potenziellen Fehlerquellen zu beachten und so gut wie möglich Maßnahmen dagegen zu setzen. Auch hier ist eine genaue Dokumentation der einzelnen Schritte bzw. der aufgetretenen Besonderheiten empfehlenswert.

Abschließend soll noch kurz auf den Umgang mit sehr großen Einzelteilen - bspw. Fahrräder oder Fernsehgeräte - eingegangen werden. Sahimaa et al. (2015) empfehlen dabei, diese

Teile vor der Probenahme aus den Haufen zu entfernen und sie getrennt zu verwiegen. Im Rahmen der Sortierung werden sie dann den entsprechenden Fraktionen zugeordnet und über die Multiplikation der Masse des Gegenstands mit einem Faktor  $x$  (nach Formel 1) miteinbezogen.

$$x = s/(p - b) \quad (1)$$

Dabei ist

- (s) die Masse der Teilprobe,
- (p) die Masse der Grundgesamtheit und
- (b) die Gesamtmasse an aussortierten großen Gegenständen.

Andere Möglichkeiten mit diesen Gegenständen umzugehen sind, eine eigene Sortierkategorie dafür zu schaffen oder sie zu dokumentieren, aber von der eigentlichen Sortierung auszuschließen (Sahimaa et al., 2015).

### 2.2.1.5 Sortierung

Nachstehend soll der grundlegende Ablauf des Sortierprozesses dargestellt werden. In einem ersten Schritt wird auf die Erstellung des Sortierkatalogs eingegangen. Der Sortierkatalog beinhaltet alle Haupt- und ggf. Nebenfraktionen, die im Rahmen der Sortierung erfasst werden sollen. Die tatsächliche Entscheidung darüber, welche Fraktionen berücksichtigt werden, hat im Einklang mit der Zieldefinition und den Untersuchungsfragen allerdings bereits am Anfang der Planungsphase zu erfolgen.

#### Sortierfraktionen

Laut ÖNORM S 2097 (Austrian Standards Institute, 2005) ist eine Unterteilung in 13 Hauptstoffgruppen vorzunehmen. Diese sind in Tabelle 7 dargestellt. Eine weitere Unterteilung in Untergruppen ist laut Norm zulässig und je nach Ziel der Analyse auch ratsam.

Tabelle 7: Hauptstoffgruppen für Restmüll-Sortieranalysen nach ÖNORM S 2097

Hauptstoffgruppen für Restmüll-Sortieranalysen nach ÖNORM S 2097	
Hauptstoffgruppe	Beispiele
Biogene Abfälle	Lebensmittel (Speisereste, Schalen, Knochen, etc.), Blumen, Gras
Holz	Kisten, Bretter, Holzspielzeug
Papier und Kartonagen	Papierverpackungen (Kartons, Wellpappe, etc.), Zeitungen, Kuverts
Kunststoffe	Kunststoffverpackungen (Flaschen, Becher, etc.), Styropor
Glas	Flaschen, Gläser, Vasen, Fensterglas
Textilien	Bekleidung, Decken, Pölster, Bettwäsche
Metalle	Metallverpackungen (Dosen, Tuben, etc.), Alufolie, Draht, Besteck
Problemstoffe/gef. Abfälle	Medikamente, Batterien, Farben, Lacke, Reinigungsmittel
Materialverbunde	Tetra Pak, Regenschirme, Kaffeepatronen
Elektro- und Elektronikgeräte	Haushaltskleingeräte (z.B. Radio), Handy, el. Werk- und Spielzeug
Inertstoffe	Bauschutt, Steine, Keramik, Teller
Andere Abfälle	Leder, Gummi, Kork (jene Abfälle, die nicht speziell gesucht werden)
Sortierrest	Gegenstände unbekannter Zusammensetzung, Feinfraktion

In den verschiedenen Analysen gibt es teilweise sehr unterschiedliche Einteilungen der Fraktionen. Bei Dahlen & Lagerkvist (2008) findet man eine große Auflistung von verschiedenen Einteilungen und Beispielen von Gegenständen, die den jeweiligen Fraktionen zugeordnet wurden. Dabei reicht die Anzahl an Hauptgruppen von 2 bis 47. Die meisten Studien haben zwischen neun und 20 Hauptfraktionen, wobei der Durchschnitt bei 12 liegt. Neuere Publikationen (Edjabou et al., 2015; Sahimaa et al., 2015) setzen auf ein dreistufiges System, bestehend aus ca. zehn Hauptkategorien und einer Unterteilung (teilweise nach Einsatzbereich, teilweise nach Material) in zwei weitere Stufen. Bei Beigl et al. (2017) gibt es 15 Hauptfraktionen mit bis zu vier weiteren Untergruppen. Als Mindestanforderung werden 21 bestimmte Fraktionen ausgewiesen, sprich in manchen Bereichen ist zumindest eine einmalige Unterteilung notwendig. PPK, Glas und Metalle sind zum Beispiel immer in Verpackungen und Nicht-Verpackungen zu unterteilen. In Tabelle 8 sind die Hauptfraktionen dieser drei Analysen gegenübergestellt.

Tabelle 8: Vergleich der Hauptfraktionen verschiedener Restmüll-Sortieranalysen

Vergleich der Hauptfraktionen verschiedener Restmüll-Sortieranalysen			
Fraktion	Quelle		
	Beigl et al. (2017)	Edjabou et al. (2015)	Sahimaa et al. (2015)
Biogene Abfälle	X		X
Nahrungsmittelabfälle		X	
Gartenabfälle		X	
Papier und Karton	X		
Papier		X	X
Kartonagen		X	X
Holz			X
Holz NVP	X		
Kunststoff		X	X
Leichtverpackungen	X		
Kunststoffe NVP	X		
Glas	X	X	X
Metalle	X	X	X
Textilien, Schuhe, Taschen	X		X
Elektroaltgeräte (EAG)	X		
Batterien inkl. Akkus	X		
EAG und Batterien			X
Gefährlicher Abfall/Problemstoffe	X		X
Spezialabfall (Batterien, EAG, gef. Abfall)		X	
Inertstoffe	X	X	
Hygieneartikel	X		
Sonstige Abfälle (identifizierbar, aber gehören keiner definierten Fraktion an)	X		X
Sonstige brennbare Abfälle		X	
Sortierrest (nicht identifizierbar)	X		

Die Unterschiede sind kleiner, als sie auf den ersten Blick erscheinen mögen. In vielen Fällen sind Fraktionen, die in einer Analyse als zwei Hauptfraktionen untersucht werden, in einer anderen als eine zusammengefasst (vgl. Papier und Karton oder EAG, Batterien und Problemstoffe). Weitere Unterschiede gibt es bei der Unterteilung bzw. der Bezeichnung von sonstigen Abfällen. Bei Beigl et al. (2017), werden Hygieneartikel beispielsweise extra erfasst, da sie mengenmäßig eine große Rolle spielen. In den anderen Analysen werden sie als Untergruppe der sonstigen Abfälle kategorisiert. Interessant erscheint die Tatsache, dass es bei Beigl et al. (2017) keine Hauptfraktion „Kunststoffe“ gibt. Diese ist auf die Hauptfraktion „Kunststoff NVP“ und die Untergruppe „Kunststoff VP“ der Leichtverpackungsfraktion aufgeteilt.

Die Tabellen in Originalform von Edjabou et al. (2015) und Sahimaa et al. (2015) sowie jene von Beigl et al. (2017) finden sich im Anhang.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Auswahl der Sortierfraktionen grundsätzlich frei wählbar ist und mit der jeweiligen Zielsetzung und den dazugehörigen Untersuchungsfragen abgestimmt werden sollte. Die hier aufgezeigten Beispiele bilden aber einen guten Ausgangspunkt und können je nach Bedarf modifiziert werden. Die ausgewählte Einteilung sollte jedoch fast immer einigen Grundregeln folgen. Diese sind:

- 10 bis maximal 15 Hauptfraktionen,
- Nebenfraktionen/Untergruppen müssen eindeutig einer Hauptfraktion zugeordnet werden können,
- Benennung der Fraktionen soll so klar wie möglich erfolgen und
- Inkludierung einer Kategorie für sonstige Abfälle (no target).

### **Ablauf des Sortierprozesses**

Die Sortierung sollte so schnell wie möglich nach der Probenahme – idealerweise noch am selben Tag – durchgeführt werden. Dies minimiert mögliche Fehlerquellen durch Ablagerungen, Verwehungen oder chemische Reaktionen (Dahlen and Lagerkvist, 2008).

Bevor der eigentliche manuelle Sortierprozess erfolgt, muss entschieden werden, ob es eine Vorbehandlung geben soll. Laut ÖNORM S 2097 sind nur physikalische Verfahren wie Sieben, Waschen oder Trocknen zulässig. Dahlen & Lagerkvist (2008) sind der Meinung, dass eine Siebung möglich, aber nicht verpflichtend ist. Der Vorteil der Siebung liegt darin, dass die schwer zu sortierende Feinfraktion abgetrennt wird. Nachteilig ist allerdings, dass ein Informationsverlust nicht auszuschließen ist.

Sollte man sich für eine Siebung entscheiden, so sollte diese bei einer Maschenweite von 10 oder 20 mm erfolgen (Marb et al., 2005; Sahimaa et al., 2015) und das abgetrennte Material als eigene Feinfraktion registriert werden. Optional kann die Feinfraktion mittels visueller Beurteilung auf die vorhandenen Hauptfraktionen aufgeteilt werden (Sahimaa et al., 2015). In manchen Analysen (bspw. bei Dolezalova et al. (2013)) wird sogar eine zweistufige Siebung durchgeführt und eine Fein- und Mittelfraktion generiert. Davon wird aber (auf Grund des

hohen Informationsverlustes) eher abgeraten. Beigl et al. (2017) sind der Meinung, dass grundsätzlich keine Siebung erfolgen sollte.

Der Vorgang der manuellen Sortierung ist in der technischen Anleitung von Beigl et al. (2017) detailliert dargestellt und stützt sich dabei auf die Vorgaben der ÖNORM S 2097. Die wichtigsten Arbeitsschritte und Prinzipien dabei sind:

- Die gesamte Probe wird vor Beginn der Sortierung gewogen.
- Einzelne Bestandteile der Probe werden den Fraktionen laut Katalog zugeordnet.
- Die Sortierung ist dann zu Ende, wenn alle Bestandteile einer Fraktion zugeordnet wurden.
- Kein Zerlegen von Produkten mit Hilfe von Werkzeugen bzw. keine Reinigung von Einzelteilen.
- Verpackungen mit Inhalt sind zu entleeren und die Teile getrennt den entsprechenden Fraktionen zuzuführen.
- Verpackungen mit gefährlichen Inhalten werden nicht entleert, sondern der Fraktion gefährliche Abfälle/Problemstoffe zugeordnet.
- Verunreinigte und nicht offenbare Verpackungen werden jener Fraktion zugeordnet, deren Massenanteil überwiegt.

Anschließend an den ersten Sortierdurchgang kann eine zusätzliche Sortierung der Restfraktion (nicht mit der Fraktion „sonstige Abfälle“ zu verwechseln) erfolgen. Diese Restfraktion sollte grundsätzlich so klein wie technisch möglich gehalten werden und auf keinen Fall mehr als 10 % der Gesamtprobenmasse ausmachen (Beigl et al., 2017). Nach dem endgültigen Abschluss der Sortierung werden die einzelnen Fraktionen gewogen. Die Abweichung der Summe der Einzelfraktionen von der anfangs bestimmten Masse der Probe sollte dabei nicht größer als drei Massenprozent sein, da die Probe sonst nicht berücksichtigt werden darf (Austrian Standards Institute, 2005).

Während und unmittelbar nach dem Sortiervorgang ist, wie bei der Probenahme, eine genaue Dokumentation zu führen. Besonders Abweichungen vom ursprünglichen Plan und spezielle Vorkommnisse sind festzuhalten. Zusätzlich wird eine Fotodokumentation der Proben sowie der einzelnen Fraktionen empfohlen (Beigl et al., 2017).

### **2.2.1.6 Statistische Auswertung**

Um Informationen aus den gewonnen Rohdaten der Sortierung ziehen zu können, müssen diese aufbereitet und ausgewertet werden. Ein grundsätzlicher Ablauf dafür ist in der ÖNORM S 2097 (Austrian Standards Institute, 2005) beschrieben und als Schema in Abbildung 5 dargestellt.

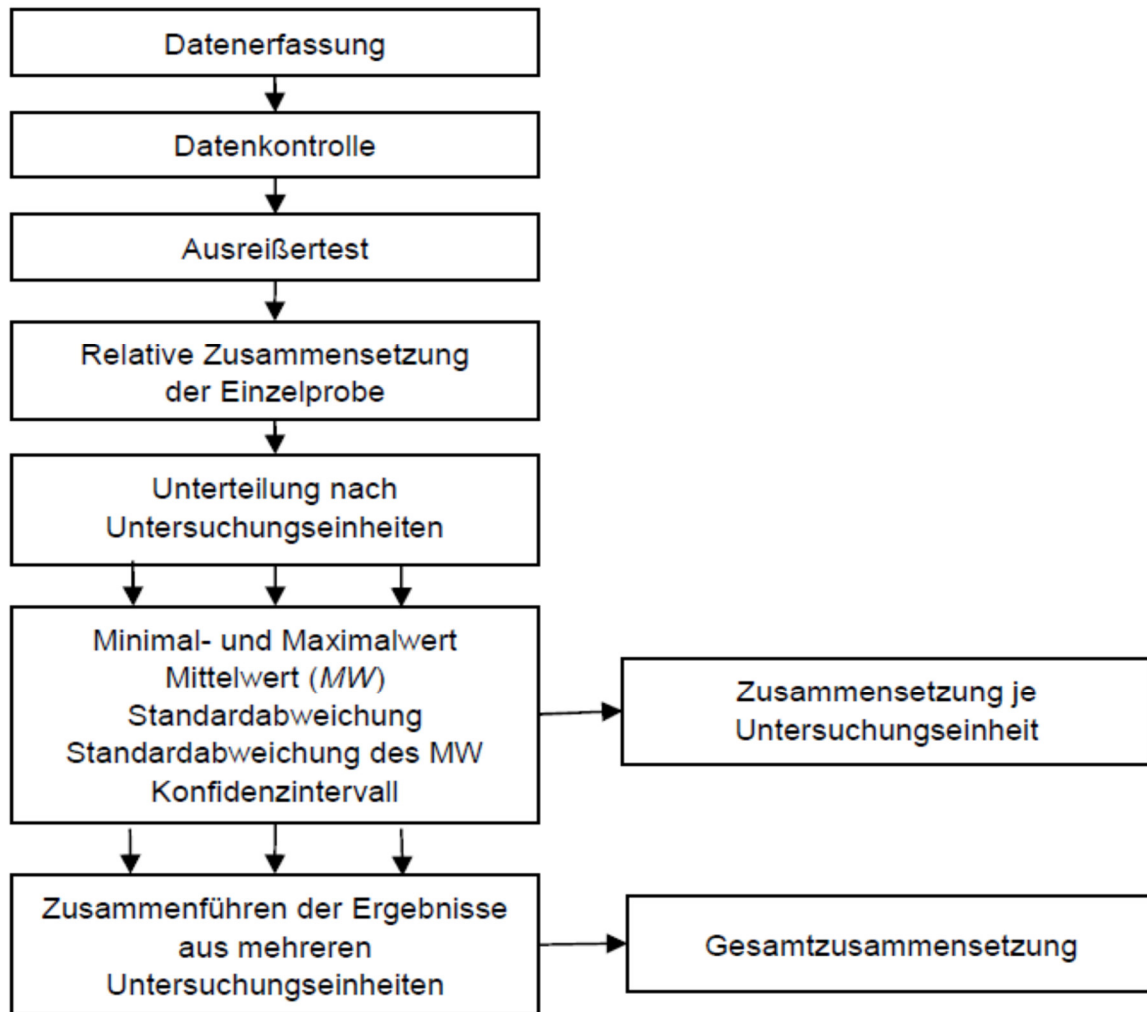


Abbildung 5: Ablauf einer Analyseauswertung nach Austrian Standards Institute (2005)

Der Umfang des zu betreibenden Aufwands für die Auswertung richtet sich nach den anfangs definierten Untersuchungsfragen. Als Mindestmaß wird von Sahimaa et al. (2015) die Berechnung von Konfidenzintervallen für die einzelnen Hauptfraktionen empfohlen. Sollten Schichtungen vorhanden sein, ist die Berechnung für jede Schicht extra durchzuführen. Die Vorgehensweise zur Ermittlung von Konfidenzintervallen ist beispielsweise in ÖNORM S 2097 oder im SWA-Tool (European Commission, 2004) beschrieben. Die Hauptschritte dabei sind:

- Bestimmung der relativen Zusammensetzung der Einzelprobe,
- Berechnung des Mittelwerts für jede Fraktion,
- Berechnung der Standardabweichung für jede Fraktion,
- Berechnung der Standardabweichung des Mittelwerts innerhalb einer Fraktion (entspricht der Division der Standardabweichung durch die Wurzel der Einzelprobenanzahl),
- Berechnung des Konfidenzintervalls (ggf. Auslesen des Konfidenzkoeffizienten aus statistischen Handbüchern) bei gewünschter Sicherheit – laut Beigl et al. (2017) sollte diese bei 95 % liegen.

Als Plausibilitätsprüfung wird in der Norm (Austrian Standards Institute, 2005) vorgeschlagen, aus den Massen der Einzelfraktionen die Summe über alle Proben zu bilden und daraus die relativen Anteile der Fraktionen an der Gesamtprobemasse zu ermitteln. Diese Werte sollten mit den berechneten Mittelwerten der Fraktionen verglichen werden und dabei innerhalb der Konfidenzintervalle liegen.

Wenn die Sortierung nach Schichten durchgeführt wurde, ist die Gesamtzusammensetzung als gewichtetes Mittel der einzelnen Schichten (üblicherweise abhängig vom Restmüllaufkommen) zu berechnen (Sahimaa et al., 2015). Der Vergleich einzelner Schichten und die Bewertung der Signifikanz der Unterschiede wird im SWA-Tool der European Commission (2004) empfohlen und bspw. von Felsenstein & Spangl (2017) beschrieben. Dort erfolgt auch der Hinweis:

*„Für alle statistische Berechnungen insbesondere aber für die Berechnung der Konfidenzintervalle wird dringend empfohlen, ausgewiesene Experten mit statistischer Ausbildung und Erfahrung heranzuziehen oder zumindest die methodische Prüfung durch Statistiker durchführen zu lassen. Jedenfalls sollten die verwendeten Methoden für die Berechnung der Konfidenzbereiche genau beschrieben werden, eine exakte methodische Beschreibung der mathematischen und statistischen Grundlagen der Berechnungen muss den Auswertungen beigelegt werden.“*

Je detaillierter die statistische Auswertung der Daten erfolgt, umso belastbarer sind die Schlüsse, die daraus gezogen werden können. Bei zu geringer statistischer Betrachtung besteht die Gefahr der Überinterpretationen (Sahimaa et al., 2015).

## 2.2.2 Vergleichbarkeit von Sortieranalysen

Die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen kann, wie im letzten Kapitel beschrieben, auf viele verschiedene Arten erfolgen. Dies macht eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Analysen herausfordernd (BMLFUW, 2017b; Edjabou et al., 2015). Das größte Problem dabei ist, dass es keine einheitliche und allgemein gültige Anleitung für Sortieranalysen gibt. Weder im internationalen Vergleich (Dahlen & Lagerkvist, 2008) noch bei Sortieranalysen eines einzigen Landes (Sahimaa et al., 2015) werden Themen wie Zugriffsebene, Stichprobenumfang oder Sortierfraktionen standardisiert behandelt, sondern abhängig von den jeweiligen Umgebungsbedingungen, den benötigten Informationen sowie den lokalen Expertisen festgesetzt.

### 2.2.2.1 Kriterien der Vergleichbarkeit

Da verschiedene Sortieranalysen unterschiedliche Ziele verfolgen und auf spezifischen Untersuchungsfragen basieren, ist es ersichtlich, dass eine sinnvolle Vergleichbarkeit nur bis zu einem gewissen Rahmen für alle Untersuchungen gegeben sein kann. In der nachstehenden Aufzählung, werden die wichtigsten Punkte angeführt, die nötig sind, um einen grundsätzlichen Vergleich zwischen verschiedenen Sortieranalysen zu ermöglichen.



- Verwendung der selben Schichten und Schichtungskriterien, wenn diese über mehrere Analysen hinweg verglichen werden sollen;
- Einheitliche Definition des zu untersuchenden Abfallstroms (nur Siedlungsabfälle aus privaten Haushalten oder auch Gewerbeabfall),
  - Steuerung über die Zugriffsebene (vor bzw. nach der Sammlung);
- Einheitliche Hauptfraktionen,
  - Unterteilung der Hauptfraktionen in Untergruppen kann je nach Aufgabenstellung variieren;
- Einheitliche Methodik des Sortierprozesses (Siebung, Trocknung, etc.) sowie
- Mindestmaß an statistischer Auswertung,
  - Einheitliche Berechnung der Konfidenzintervalle einzelner Fraktionen und
  - Einheitliche Berechnung der Gesamtzusammensetzung.

Eine bedeutsame Rolle spielt dabei die genaue Dokumentation der einzelnen Schritte während der Planung, Durchführung und Auswertung. Diese dient einerseits als Grundlage für die Beurteilung der Vergleichbarkeit und andererseits als Anhaltspunkt für die Erklärung von Abweichungen. (Beigl et al., 2017; Dahlen & Lagerkvist, 2008).

### 2.2.2.2 Standardisierung der Methoden

Das SWA-Tool der European Commission (2004) stellte einen ersten Versuch der Methodenstandardisierung dar, schaffte es aber nicht sich durchzusetzen. Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es zwar in einigen Ländern wie Schweden (Avfall Sverige, 2013) oder Schottland (Partiff et al., 2015) landesweit einheitliche Methoden, ein Vergleich innerhalb Europas ist aber immer noch schwer möglich (Sahimaa et al., 2015).

Auch in Österreich sind zwischen verschiedenen Restmüllanalysen der einzelnen Bundesländer (Amt der NÖ-Landesregierung, 2012; ARGE Abfallanalyse Oberösterreich, 2014; IUT & SDAG, 2014) hinsichtlich Schichtung, Probenumfang und untersuchten Fraktionen Unterschiede feststellbar. Ein Bemühen zur Vereinheitlichung wurde vom BMLFUW in Kooperation mit der Universität für Bodenkultur Wien sowie Vertretern von Bundesländern und Kommunen unternommen. Die Ergebnisse sind ein Leitfaden mit 20 Grundregeln (BMLFUW, 2017b), eine technische Anleitung (Beigl et al., 2017) sowie statistische Richtlinien (Felsenstein and Spangl, 2017) zur Planung, Durchführung und Auswertung von Restmüll-Sortieranalysen. Diese Dokumente sollen in Zukunft eine Arbeitsgrundlage darstellen und auch bundeländerübergreifende Vergleiche möglich machen.



## 2.3 Bewertungsgrundlagen

Nachstehend wird für die selbst durchgeführten Analysen das betrachtete System und die damit verbundenen Systemgrenzen definiert. In weiterer Folge werden die angewandten Methoden zur Beantwortung der Forschungsfragen überblicksmäßig dargestellt und erläutert.

### 2.3.1 System und Systemgrenzen

#### System

Im Rahmen des Gesamtvorhabens werden die Abfälle betrachtet, die an die Deponiestandorte der Firma Rumpold in der Tschechischen Republik angeliefert werden (vgl. dazu Kapitel 2.1.3). Es werden kommunaler Restmüll sowie separat gesammelte Gewerbeabfälle unterschieden.

#### Zeitliche Eingrenzung

Eine zeitliche Eingrenzung erfolgt dahingehend, dass jeweils eine Untersuchung in der Heizperiode (Ende Jänner) sowie eine in der Nicht-Heizperiode (Ende Mai) durchgeführt wurde, um einen Vergleich zwischen diesen zwei Schichten zu ermöglichen. Die Erhebung eines Jahresverlaufs war allerdings nicht möglich, weil dafür mindestens vier Analysen über das ganze Jahr hinweg hätten durchgeführt werden müssen.

#### Stoffliche Eingrenzung

Im Fokus steht der kommunale Restmüll, da dieser in seiner Zusammensetzung von der Heizperiode beeinflusst wird (Ascheanteil im Restmüll). Im Zuge der Untersuchungen in der Heizperiode wurde allerdings auch ein Fahrzeug mit gemischten Gewerbeabfällen beprobt, um einen ersten Eindruck (auch hinsichtlich der Unterschiede zum kommunalen Restmüll) zu erhalten.

#### Örtliche Eingrenzung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden lediglich an einem Standort (Vodňany) Sortieranalysen durchgeführt. Aus Zeitgründen und wegen der Ähnlichkeit einiger Standorte hinsichtlich des Einzugsgebiets und des angelieferten Abfalls müsste in Zukunft nicht jeder Standort im vollen Ausmaß (sprich zwei qualifizierte Stichproben) beprobt werden. Eine Reduktion wäre bspw. im folgenden Ausmaß durchzuführen:

- Vodňany: zwei qualifizierte Stichproben,
- Tábor: eine qualifizierte Stichprobe
- Chrast: keine Stichproben,
- Rokycany: zwei qualifizierte Stichproben,
- Zdounky: eine qualifizierte Stichprobe und
- Uherský Brod: eine qualifizierte Stichprobe.

Insgesamt würde damit eine Reduktion von 12 auf 7 qualifizierten Stichproben erreicht werden.

## 2.3.2 Methodik

In diesem Kapitel werden die einzelnen Arbeitsschritte, die im Rahmen dieser Arbeit durchlaufen wurden, dargestellt und verglichen. Die Basis dafür bildet die ÖNORM 2097 für Sortieranaysen (Austrian Standards Institute, 2005) sowie die in Kapitel 2.2 beschriebenen Grundlagen. Die einzelnen Schritte lassen sich grundsätzlich zu vier Hauptabschnitten zuordnen:

- Versuchsplanung,
- Versuchsdurchführung,
- Literaturrecherche (für Vergleichsdaten) sowie
- Ergebnisauswertung.

### 2.3.2.1 Versuchsplanung

Im Rahmen der Versuchsplanung wurden, abgestimmt auf die Zielsetzung, die wichtigsten Parameter der Untersuchung festgelegt. Diese sind in Tabelle 9 zusammengefasst und werden im Anschluss genauer erläutert.

Tabelle 9: Grundlegende Parameter der Sortieranalyse

Grundlegende Parameter der Sortieranalyse	
Parameter	Ausführung
Veranlassung	Informationsgewinnung über den angelieferten Abfall an den jeweiligen Deponiestandorten
Grundgesamtheit	Anlieferung eines Tages
Regionale Schichtung	Keine, da die Untersuchungen nur an einem Standort durchgeführt werden
Saisonale Schichtung	Nach Heizperioden -> zwei separate Untersuchungen
Zugriffsebene	Nach der Sammlung -> Abfall aus Sammelfahrzeugen, die diesen bei Deponien anliefern
Probenanzahl	Zwei qualifizierte Stichproben je Untersuchung
Probengröße	Qualifizierte Stichprobe zu 300 kg aus 10 Einzelproben zu je 30 kg
Probenahmeort	Haufen, die aus den Sammelfahrzeugen abgekippt werden
Fraktionen	Laut ÖNORM S 2097 mit Aufteilung der Metallfraktion in Eisen- und Nichteisenmetalle sowie Erweiterung um eine eigene Fraktion für Hygieneartikel/Windeln
Sortierprozess	Manuelle Sortierung laut ÖNORM S 2097 mit vorgeschalteter Siebung
Operative Planung	Angelehnt an die technische Anleitung von Beigl et al. (2017)
Auswertung	Keine statistische Auswertung

### Veranlassung

Das Ziel der Untersuchung ist, den Abfall, der auf den Deponiestandorten der Firma Rumpold in der Tschechischen Republik abgelagert wird, zu charakterisieren. Im Fokus stehen dabei der enthaltene Anteil an Wertstoffen sowie die Eignung als Inputmaterial zur Ersatzbrennstoffherstellung. Die relevanten Untersuchungsparameter sind:

- Die Masse der sortierten Fraktionen,
- der Wassergehalt und
- der Heizwert.

Dabei sollen die Abfallströme kommunaler Restmüll aus privaten Haushalten und Gewerbeabfall jeweils getrennt betrachtet werden.

### **Festlegung der Grundgesamtheit**

Der Beurteilungsmaßstab laut ÖNORM S 2127 (Austrian Standards Institute, 2011) liegt für Abfälle bei 200 Tonnen. Bei einer Jahresanlieferungsmenge an den Standort Vodňany von 16.000 t würde das zu 80 Teilmengen führen, die einzeln untersucht werden müssten. Da dies mit den vorhandenen Ressourcen nicht durchführbar ist, wird als Kompromiss die Tagesanlieferungsmenge von 64 t als Grundgesamtheit definiert.

Laut Norm (Austrian Standards Institute, 2011) liegt somit eine sogenannte Kleinstmenge vor, welche in weiterer Folge in zwei, separat zu beprobende, Teilmengen unterteilt werden muss.

### **Regionale Schichtung**

Eine regionale Schichtung erfolgt nicht, da alle Untersuchungen am selben Standort durchgeführt wurden. Auf eine Aufteilung (bspw. nach städtischen und ländlichen Gebieten) direkt am Standort wird ebenfalls verzichtet. Dies ist unter anderem durch die gewählte Zugriffsebene (siehe weiter unten) bedingt.

### **Saisonale Schichtung**

Eine saisonale Schichtung erfolgt hinsichtlich der Heizperiode. Dabei sollen Heiz- und Nichtheizperiode unterschieden werden und die Auswirkungen auf die Abfallzusammensetzung untersucht werden.

### **Festlegung der Zugriffsebene**

Da die Charakterisierung der an die Deponiestandorte angelieferten Abfälle im Vordergrund steht, wird als Zugriffsebene das Sammelfahrzeug mit gewöhnlicher Sammeltour gewählt. Der Bezug zum Abfallproduzenten ist im Rahmen dieser Arbeit nicht von Bedeutung. Somit wäre der erhöhte planungstechnische und finanzielle Aufwand, welcher mit der Wahl der Zugriffsebene vor der Sammlung einhergeht, nicht sinnvoll (vgl. dazu Kapitel 2.2.1.3).

Die Art der Zugriffsebene hat auch einen Einfluss auf die mögliche Schichtung. Während eine saisonale Schichtung problemlos durchführbar ist, wäre eine regionale Schichtung nur dann möglich, wenn die Abholrouten der Sammelfahrzeuge den einzelnen Schichten entsprechen würden. Da dies hier nicht der Fall ist, wird – wie bereits erwähnt – keine Unterteilung in diese Richtung vorgenommen.

### **Probenanzahl und -menge**

Für jede der zwei Teilmengen muss laut Norm eine qualifizierte Stichprobe entnommen werden (Austrian Standards Institute, 2011). Jede qualifizierte Stichprobe besteht aus zehn Einzelstichproben. Die Mindestprobenmenge für diese Einzelstichproben wird laut Formel (Austrian Standards Institute, 2011) berechnet:

$$m = 0,06 * d \quad (2)$$

Dabei ist

- (m) die Mindestprobenmenge in kg und
- (d) das 95 Prozent Perzentil hinsichtlich des Größtkorns in mm.

Für Restmüll wurde der Wert für das Größtkorn mit 500 mm festgelegt. Daraus ergibt sich eine Mindestprobenmasse von 30 kg für die Einzelstichproben und in weiterer Folge eine qualifizierte Stichprobe von mindestens 300 kg. Die Gesamtprobenmasse für beide Teilmengen liegt somit bei mindestens 600 kg.

### **Probenahmeort**

Die Proben werden nicht direkt aus dem Sammelfahrzeug entnommen, sondern aus einem Haufen, nachdem der Abfall aus dem Fahrzeug abgeladen wurde. Dabei ist zu beachten, dass es durch den Schüttvorgang bei Errichtung des Haufens zu einer Entmischung nach Korngröße, Dichte und/oder Wassergehalt kommen kann und diese bei dem Vorgang der Probenahme nicht übersehen werden darf (vgl. dazu auch Tabelle 6).

### **Sortierkatalog/Fraktionen**

Für den Sortierkatalog werden die 13 Fraktionen (vgl. dazu Tabelle 7 in Kapitel 2.2.1.5) aus der ÖNORM S 2097 (Austrian Standards Institute, 2005) übernommen. Dabei wird die Kategorie „Metalle“ in die zwei Teilfraktionen Eisenmetalle und Nichteisenmetalle aufgeteilt. Weiters wird eine separate Fraktion für „Hygieneartikel“ gebildet, deren Hauptbestandteile Windeln und Hygienepapier sind. Somit besteht der Sortierkatalog aus 15 Fraktionen.

### **Sortierprozess**

Der Sortierprozess erfolgt ebenfalls nach ÖNORM S 2097 (Austrian Standards Institute, 2005) und den darin erwähnten Grundsätzen (siehe Kapitel 2.2.1.5). Eine Nachsortierung des Sortierrests und/oder der Feinfraktion kann bei Bedarf erfolgen.

Hinsichtlich einer Vorbehandlung mittels Siebung wird festgelegt, dass diese bei gegebener Machbarkeit durchgeführt werden sollte. Dabei sollte die Absiebung in einem Bereich von min. 20 mm bis max. 40 mm erfolgen.

### **Operative Planung**

Als Sortierstandort wurde ein Standort der Firma Rumpold in Vodňany gewählt, da dort ein Sortierband sowie Sortierpersonal zu Verfügung stehen. Bezüglich der benötigten Geräte und Utensilien wurde eine Checkliste erstellt und mit den Verantwortlichen für den Deponiestandort und für die Sortierhalle vor Ort geklärt, was bereits vorhanden war. Außerdem wurde ein Sortierkatalog ausgearbeitet, welcher die Fraktionen benennt (auch auf Englisch und Tschechisch) und Beispiele inkl. Bilder für das Sortierpersonal enthält.

Weiters wurden Probenahme- und Sortierprotokolle erstellt, um eine genau und reibungslose Dokumentation vor Ort zu gewährleisten.

### **Auswertung/Darstellung der Ergebnisse**

Eine statistische Auswertung erscheint angesichts der niedrigen Anzahl an qualifizierten Stichproben (zwei pro Grundgesamtheit eines Deponiestandorts) nicht sinnvoll. Daher wird entschieden, die Ergebnisse jeder Sortierung einzeln darzustellen und keine Aggregation der Daten vorzunehmen.

#### **2.3.2.2 Versuchsdurchführung**

In diesem Abschnitt werden die tatsächliche Durchführung der Probenahme sowie des Sortierprozesses genauer beschrieben. Als Grundlage dient dabei die im Vorhinein erstellte Versuchsplanung (siehe Kapitel 2.3.2.1). Grundsätzlich erfolgte die Durchführung bei beiden Sortierkampagnen (Heiz- und Nichtheizperiode) ident. Abweichungen, welche im Rahmen der durchgeführten Tätigkeiten auftraten, werden erwähnt und begründet.

#### **Probenahme kommunaler Restmüll**

Für den kommunalen Restmüll wurden pro qualifizierter Stichprobe (mindestens 300 kg) je drei Sammelfahrzeuge beprobt und dabei eine Abfallmenge von jeweils ca. 100 kg entnommen. Die Vorgehensweise war dabei für jedes Fahrzeug gleich.

Der Abfall des Sammelfahrzeugs wurde auf der Deponie vollständig auf eine ebene Fläche in Form eines Haufens entleert. In weiterer Folge wurde mit Hilfe eines Radladers der Abfallhaufen verteilt (langgezogener Haufen statt eines „Berges“) um eine größere Zugangsfläche zu schaffen. Nach einer ersten optischen Einschätzung wurden mit Hilfe von Schaufeln, Einzelstichproben (EP) des Abfalls in 240-Liter-Mülltonnen entnommen. Die verwendeten Behälter wurden im Vorhinein leer gewogen und ihr Gewicht dabei mit 11 kg ermittelt. Nach der Befüllung fand eine erneute Wiegung statt, aus welcher die Abfallmasse bestimmt werden konnte. Der Inhalt der 240-Liter-Behälter wurde in weiterer Folge in einen Container umgefüllt. Es wurde versucht aus jedem Abfallhaufen ungefähr die gleiche Abfallmenge, sprich ca. 100 kg, zu entnehmen. Dazu benötigte es in den meisten Fällen drei 240-L-Behälter, in einigen Fällen aber auch vier. Der endgültige Inhalt dieses Containers, sprich der entnommene Abfall aus drei Sammelfahrzeugen, ergab den Input für den anschließenden Sortierprozess.

In Abbildung 6 ist der Probenahmeprozess schematisch am Beispiel einer in der Heizperiode gezogenen Probe dargestellt. Durch die gewählte Art der Probenahme, ergab sich in manchen Fällen, dass bereits mit 9 Einzelstichproben (im Vergleich zu den ursprünglich geplanten zehn EP) die geforderte Mindestmenge von 300 kg überschritten wurde.

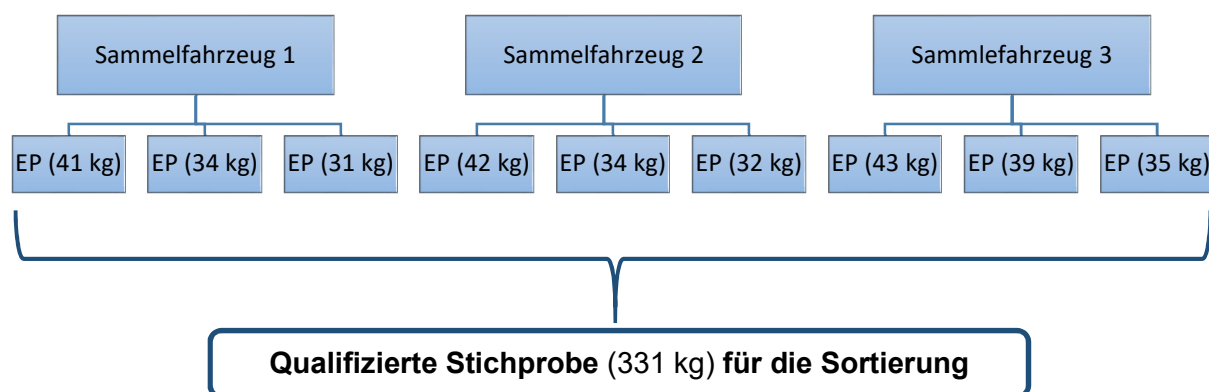


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Probenahme für kommunalen Restmüll

### **Probenahme gemischter Gewerbemüll**

Ein Großteil der Gewerbemüllanlieferungen erfolgt mittels Sammelcontainer, die bei den einzelnen Gewerbeabfallproduzenten stehen. Eine Sortierung dieser Anlieferungen ist nicht zielführend, da sie meist nur aus wenigen Materialien bestehen.

Es gibt allerdings auch einige Anlieferungen von Fahrzeugen, die Sammeltouren bei Gewerbeabfallproduzenten fahren. Von diesen Fahrzeugen konnte während der Untersuchungen in der Heizperiode eines beprobt werden. Weitere Beprobungen fanden nicht statt, da während des Aufenthalts vor Ort nur dieses eine Fahrzeug zur Anlieferung auf die Deponie eintraf. Nach der Entladung und Verteilung des Abfalls (analog zum kommunalen Restmüll) wurden vier 240-Liter-Mülltonnen mit Abfall befüllt und verwogen. Die befüllten Behälter waren zugleich auch automatisch der Input für die Sortierung.

Bei den Untersuchungen in der Nichtheizperiode lag der Fokus ausschließlich auf dem kommunalen Restmüll. Daher erfolgte keine Probenahme für Gewerbeabfall.

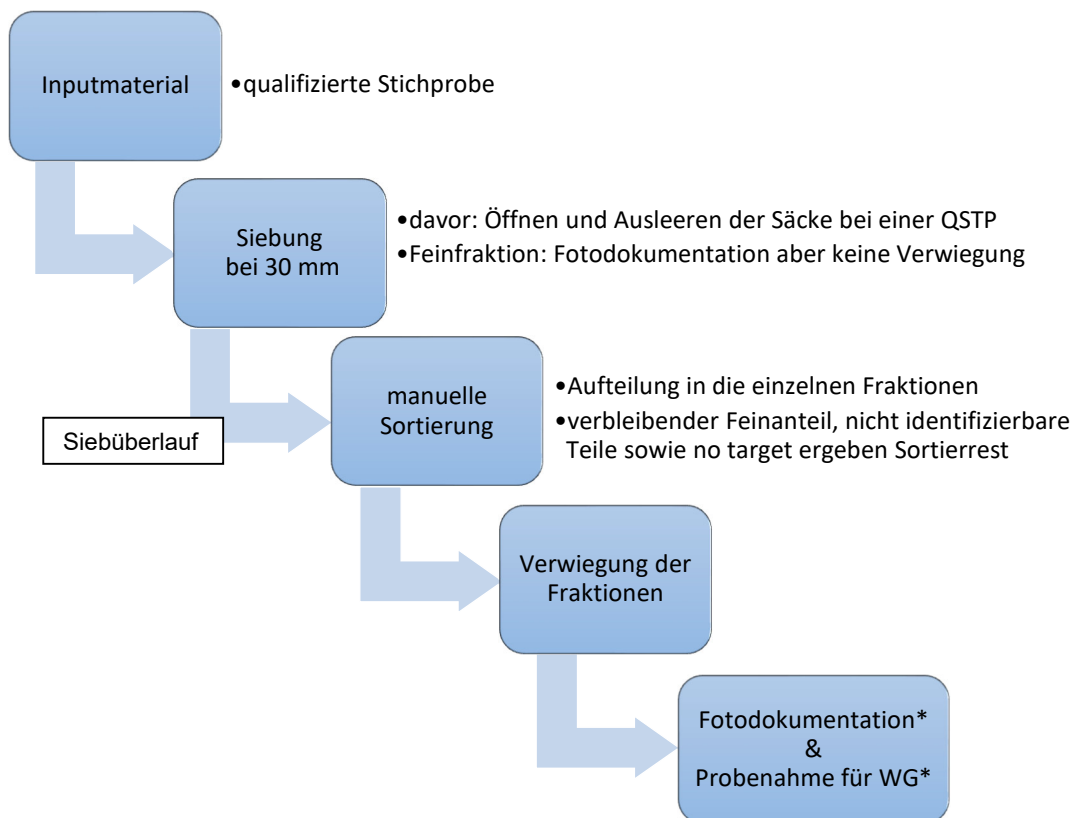
### **Sortierung kommunaler Restmüll**

Vor der manuellen Sortierung wurde am Gelände der Deponie Vodňany für jede qualifizierte Stichprobe eine Siebung bei 30 mm durchgeführt, um den Feinanteil abzutrennen und die nachfolgende manuelle Sortierung zu erleichtern. Dazu wurde ein Scheibensieb der Firma LFM verwendet. Bei der ersten qualifizierten Stichprobe (Heizperiode) wurden die Müllsäcke zwar zum Teil geöffnet, aber nicht entleert. Das führte dazu, dass ein erheblicher Anteil des Feinkorns nicht abgesiebt wurde. Daher wurden für die anderen qualifizierten Stichproben die Müllsäcke vor der Aufgabe gezielt geöffnet und komplett entleert. Damit wurde erreicht, dass das Feinmaterial in den Siebunterlauf gelangen konnte. Auf Grund der Verhältnisse vor Ort (Anlage im Freien, Wind, vorhandene Waagen), wurde darauf verzichtet, die gewonnene

Feinfraktion zu wiegen und der Entschluss gefasst, diese rechnerisch zu bestimmen. Im Aufgabebereich des Siebes war zusätzlich ein Magnetscheider angebracht. Die hier ausgeschleuste Fraktion war allerdings sehr unrein (v. a. durch Plastiksäcke verschmutzt) und wurde daher nicht separat gehalten, sondern mit dem Siebüberlauf zusammengeführt und zur manuellen Sortierung in die nahegelegene Sortierhalle gebracht.

Vor der Aufgabe auf das Sortierband wurde das Material erneut gewogen, um aus der Differenz zur Masse vor der Siebung das Gewicht der Feinfraktion zu bestimmen. Im Zuge der manuellen Sortierung wurde ein Sortierband benutzt, auf welches der Abfall in Teilmengen immer wieder aufgegeben wurde. Von insgesamt acht Personen wurden dabei die Abfälle den einzelnen Fraktionen zugeordnet und vom Band in beschriftete Plastiksäcke umgefüllt. Zu stark verschmutzte Teile, die nicht identifiziert werden konnten, verblieben gemeinsam mit dem restlichen Feinanteil und den nicht auszusortierenden Abfällen (no target) am Sortierband und gelangten am Ende in einen separaten Behälter (Kartonbox).

Nachdem der gesamte Abfall einer qualifizierten Stichprobe sortiert worden war, wurden die gefüllten Säcke sowie die Kartonboxen gewogen, die Ergebnisse notiert und somit die Masse der einzelnen Fraktionen ermittelt. Das Leergewicht der Säcke sowie der Kartonbox wurde im Vorhinein bestimmt. Bei einer der beiden qualifizierten Stichproben wurde zusätzlich nach dem Sortierprozess aus jeder Fraktion eine Teilmenge in kleine Plastikkübel umgefüllt und fotografiert. Die entnommenen Proben aus den Fraktionen wurden in weiterer Folge nach Österreich transportiert und im Labor der Montanuniversität auf ihren Wassergehalt (WG) untersucht. In Abbildung 7 ist der gesamte Sortierprozess überblicksmäßig dargestellt.



\*Nur bei einer qualifizierten Stichprobe

Abbildung 7: Ablauf der Sortierung für kommunalen Restmüll



### **Sortierung Gewerbemüll**

Für die Sortierung des Gewerbemülls aus der Heizperiode wurde auf eine Siebung verzichtet, da die optische Einschätzung bei der Probenahme auf einen geringen Feinanteil schließen ließ. Der Abfall wurde direkt aus den 240-Liter-Mülltonnen auf das Sortierband geleert und nach demselben Prinzip wie beim kommunalen Restmüll sortiert und verwogen. Auch hier wurden Laborproben zur Bestimmung des Wassergehalts aus jeder Fraktion entnommen und für den Transport zur Analyse in Plastikkübel umgefüllt.

In der Nichtheizperiode fand keine Sortierung von Gewerbemüll statt.

#### **2.3.2.3 Literaturrecherche**

Um die experimentell erhaltenen Daten bzgl. Restmüll einordnen und bewerten zu können, wurde eine fundierte Literaturrecherche für Vergleichsdaten durchgeführt.

Daten für Österreich wurden aus den durchgeführten Restmüllsortieranalysen der einzelnen Bundesländer entnommen. Dabei wurde, wenn möglich, direkt der jeweilige Projektbericht als Quelle herangezogen (vgl. bspw. IUT & SDAG (2014)). Wenn dies nicht möglich war, wurden auch andere Publikationen genutzt, in denen die Ergebnisse dargestellt, allerdings keine genauen Durchführungsmethoden beschrieben wurden (bspw. der Leistungsbericht der MA 48 der Stadt Wien (2009)). Im Zuge der Recherche konnte zu allen Bundesländern, mit Ausnahme von Salzburg, mindestens ein Datensatz gefunden werden.

Für internationale Daten wurde mit Hilfe von Suchmaschinen nach wissenschaftlichen Artikeln, Forschungsberichten und Studien gesucht, welche sich mit Sortieranalysen hinsichtlich Restmüll und/oder Gewerbeabfall beschäftigen und konkrete quantitative Daten enthalten. Die verwendeten Suchmaschinen waren:

- Suchmaschine BUGL der Montanuniversität Leoben (<http://unileoben.summon.serialssolutions.com/#/>),
- Emerald Insight (<http://www.emeraldinsight.com/>),
- ScienceDirect (<http://www.sciencedirect.com/>),
- Springer Link (<http://link.springer.com/>),
- Taylor & Francis Online (<http://www.tandfonline.com/>) und
- andere Suchmaschinen wie z. B. Google (<https://www.google.at/>).

Dabei wurden sowohl deutsche als auch englischsprachige Quellen berücksichtigt. Es wurden verschiedene Keywords und Kombinationen dieser gesucht. Die eingesetzten Keywords waren:

- Restmüllanalyse, Restmüllzusammensetzung,
- Municipal solid waste (MSW) composition, MSW study,
- Sortieranalyse, Sortierung
- Gewerbeabfall, Zusammensetzung, Analyse, commercial waste.

Der Fokus der Recherche lag dabei auf Daten aus der Tschechischen Republik und anderen europäischen Ländern mit ähnlicher (abfall-)wirtschaftlicher Situation, wie beispielsweise



Polen oder die Slowakei. Die ermittelten Daten (Österreich und international) wurden in Excel-Tabellen notiert und im Rahmen der Auswertung (vgl. Kapitel 2.3.2.4) genutzt, wobei nicht alle gefundenen Daten für die Analyse verwendet wurden.

### **2.3.2.4 Auswertung der Ergebnisse**

Die Auswertung der Ergebnisse bzgl. Restmüll besteht im Wesentlichen aus drei Teilen:

- Darstellung der Zusammensetzung der einzelnen Restmüllproben und Vergleich miteinander,
- Abschätzung des Heizwertes sowie
- Vergleich der Ergebnisse hinsichtlich Zusammensetzung mit tschechischen und österreichischen Sortieranalysen.

Für alle Fraktionen der Restmüllproben (mit Ausnahme von EAG und Problemstoffen) wurde der Trockenrückstand bei 105 °C nach DIN EN 14346 (Verfahren A) bestimmt. Weiters wurde die abgeseibte Feinfraktion genaueren Laboruntersuchungen unterzogen und dabei folgende Parameter bestimmt:

- Heizwert (Hu) nach DIN 51900-1, analog AQS-Richtlinie 2001,
- Aschegehalt von festen Brennstoffen (815 °C) nach DIN 51719,
- Atmungsaktivität nach 4 Tagen nach ÖNORM S 2027- 4 und
- Gasspendensumme 21 Tage nach ÖNORM S 2027-2.

Für den Gewerbeabfall wurden ebenfalls die Trockenrückstände aller Fraktionen (ohne EAG und Problemstoffe) ermittelt. Hier erfolgt nur die Darstellung der Zusammensetzung sowie die Abschätzung des Heizwertes.

#### **Darstellung der Zusammensetzung**

Die prozentuale Zusammensetzung der einzelnen Proben (Rest- und Gewerbemüll) wird aus den Wägungen der einzelnen Fraktionen nach der manuellen Sortierung sowie der rechnerischen Ermittlung des Feinanteils bestimmt. Als Bezugsmenge (= 100 %) wird dabei die Summe aller Fraktionen, sprich der Sortieroutput herangezogen. Der Fraktionsanteil ergibt sich aus Division der Fraktionsmasse durch den Sortieroutput.

Weiters wird die relative Abweichung der Sortieroutputs vom Sortierinput bestimmt, um zu überprüfen, ob sich die Verluste im vorgegebenen Rahmen der ÖNORM S 2097 (maximale Abweichung von 3 Massenprozent) bewegen.

#### **Vergleich zwischen Heiz- und Nichtheizperiode**

Für den Vergleich zwischen den zwei Schichten wurde das gewichtete Mittel der Zusammensetzung (bezogen auf die Massen der qualifizierten Stichproben) je Schicht berechnet.

### Abschätzung des Heizwertes

Die Bestimmung des Heizwertes erfolgte mittels einer Rechnung basierend auf der Niederösterreichischen Restmüllanalyse 2005/06 (Obersteiner & Schneider, 2006). Dabei wird in einem ersten Schritt jeder Fraktion ein Heizwert bezogen auf Trockensubstanz, basierend auf Erfahrungs- und Literaturwerten, zugeordnet. In weiterer Folge muss für jede Fraktion der Wassergehalt (WG) bestimmt werden und anschließend der (nasse) Fraktionsanteil mit dem Trockenrückstand (= 1- Wassergehalt) multipliziert werden. Dadurch erhält man den trockenen Anteil jeder Fraktion sowie eine neue Fraktion „Wasser“, welche sich aus der Differenz der trockenen Fraktionsanteile und der Gesamtmenge (= 1) ergibt. In weiterer Folge müssen die errechneten Fraktionsanteile mit den jeweiligen Fraktionsheizwerten multipliziert werden. Die Summe der einzelnen Fraktionsheizwerte ergibt schlussendlich den Gesamtheizwert der Probe im nassen Zustand, sprich bezogen auf Originalsubstanz (OS). In Abbildung 8 ist der Ablauf an einem vereinfachten Beispiel mit 3 Fraktionen erklärt.

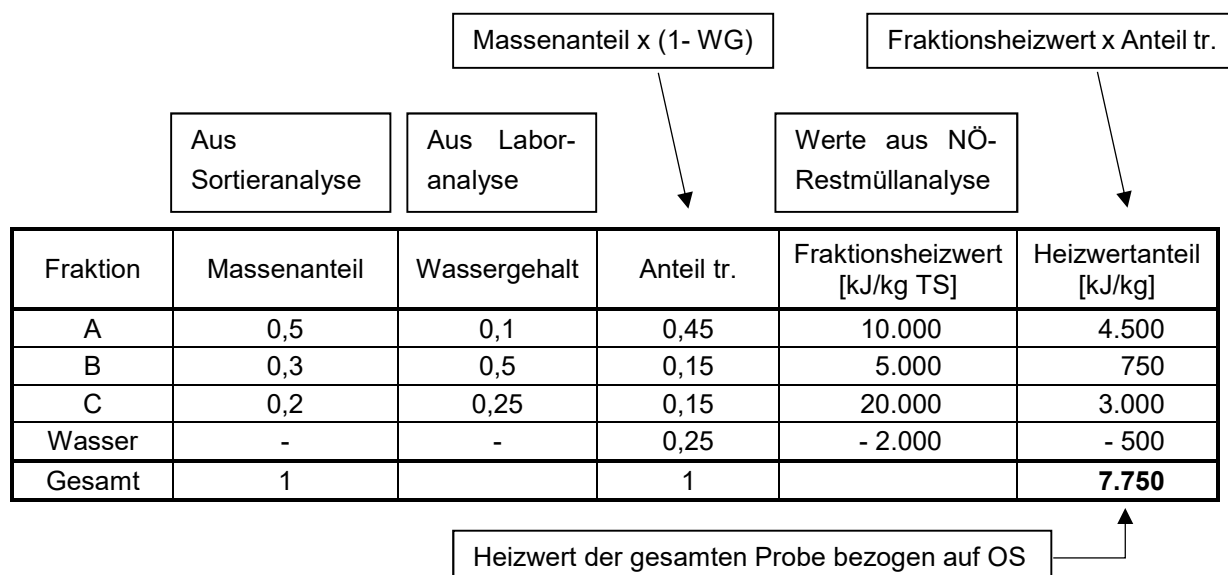


Abbildung 8: Heizwertabschätzung nach Obersteiner & Schneider (2006)

### Vergleich mit anderen Sortieranalysen

Um die Ergebnisse der selbst durchgeführten Sortieranalysen einordnen und bewerten zu können, werden Vergleiche mit anderen Sortieranalysen durchgeführt. Dabei kommen einerseits zwei tschechische und andererseits zwei österreichische Vergleichsanalysen zum Einsatz. Aus dem Pool an vorhandenen Analysen (vgl. dazu Kapitel 2.3.2.3) wurden folgende ausgewählt:

- Sortieranalyse – Tschechische Republik 2009 (Dolezalova et al., 2013),
- Sortieranalyse – Region Vysocina 2012 (Schneider, 2012),
- Sortieranalysen für Restmüll aus der Steiermark 2012/2013 (IUT & SDAG, 2014) und
- Niederösterreichische Restmüllanalyse 2011/12 (Amt der NÖ-Landesregierung, 2012).

Dabei ist zu beachten, dass die tschechischen Sortieranalysen keine separaten Ergebnisse für Heiz- und Nichtheizperiode ausweisen. Weiters sind bei Dolezalova die Ergebnisse für drei

verschiedene Siedlungsstrukturen angeführt. Auf Grund der vorhandenen Informationen über die Herkunft des Abfalls aus Vodňany wird die Kategorie „mixed“ für den Vergleich herangezogen.

Die österreichischen Analysen enthalten hingegen eigene Ergebnisse für Heiz- und Nichtheizperiode. Die Werte aus Niederösterreich können dabei direkt aus dem Bericht übernommen werden. Für die Steiermark erfolgt hinsichtlich der einzelnen Fraktionen eine Umrechnung von Masse pro Einwohner und Jahr in Massenanteile an der Gesamtmenge.

## 2.4 Ergebnisse der Sortieranalyse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der in Vodňany durchgeführten Restmüllsortieranalysen dargestellt. Dabei werden die zwei gezogenen qualifizierten Stichproben (QSTP) pro Sortierkampagne jeweils einzeln dargestellt. Die QSTP werden in weiter Folge mit Restmüll H1 sowie Restmüll H2 für die Heizperiode sowie Restmüll N1 und Restmüll N2 für die Nichtheizperiode bezeichnet. Hinsichtlich der korrekten Durchführung der Sortierung ist zu sagen, dass in allen Fällen die relative Abweichung von Sortierinput und -output im geforderten Rahmen (ÖNORM S 2097) von 3 Massenprozent liegt.

### 2.4.1 Zusammensetzung des Restmülls

#### 2.4.1.1 Heizperiode

In Tabelle 10 ist die prozentuelle Zusammensetzung nach Sortierfraktionen für die zwei sortierten Restmüllproben der Heizperiode angegeben. Die grafische Darstellung der einzelnen Proben sowie eine Gegenüberstellung erfolgen in den Abbildungen 9, 10 und 11.

Tabelle 10: Zusammensetzung des Restmülls am Standort Vodňany - Heizperiode

Zusammensetzung des Restmülls am Standort Vodňany - Heizperiode		
Fraktionen	Zusammensetzung Restmüll H1 [%]	Zusammensetzung Restmüll H2 [%]
Feinfraktion	28,40	36,06
Papier und Kartonagen	8,24	10,76
Glas	2,00	1,54
Fe Metalle	1,86	1,33
NE Metalle	0,84	0,82
Biogene Abfälle	11,78	10,69
Textilien	5,82	7,24
Holz	0,19	0,13
Inertstoffe	0,40	0,84
Problemstoffe	0,02	0,11
Elektro- und Elektronikgeräte	0,15	0,17
Kunststoffe	12,08	13,66
Materialverbunde	2,21	1,75
Hygieneartikel	6,46	5,89
Sortierrest	19,54	9,02

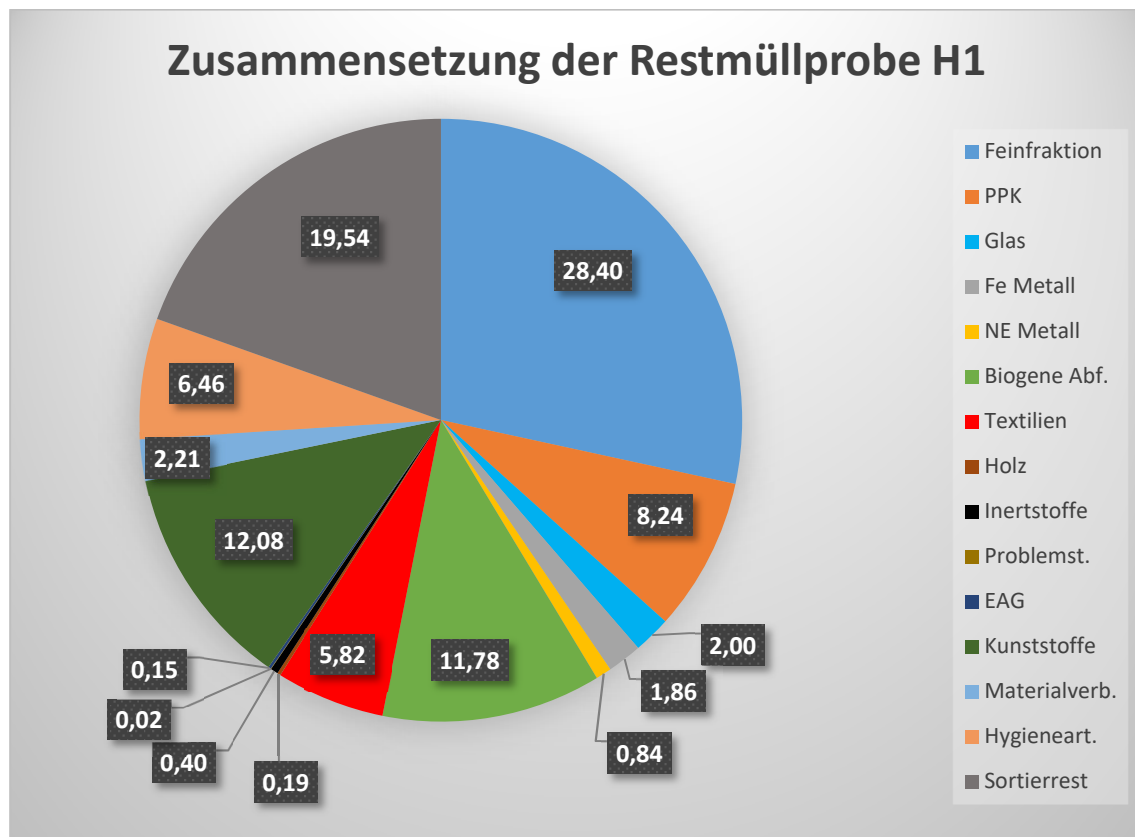


Abbildung 9: Zusammensetzung der Restmüllprobe H1

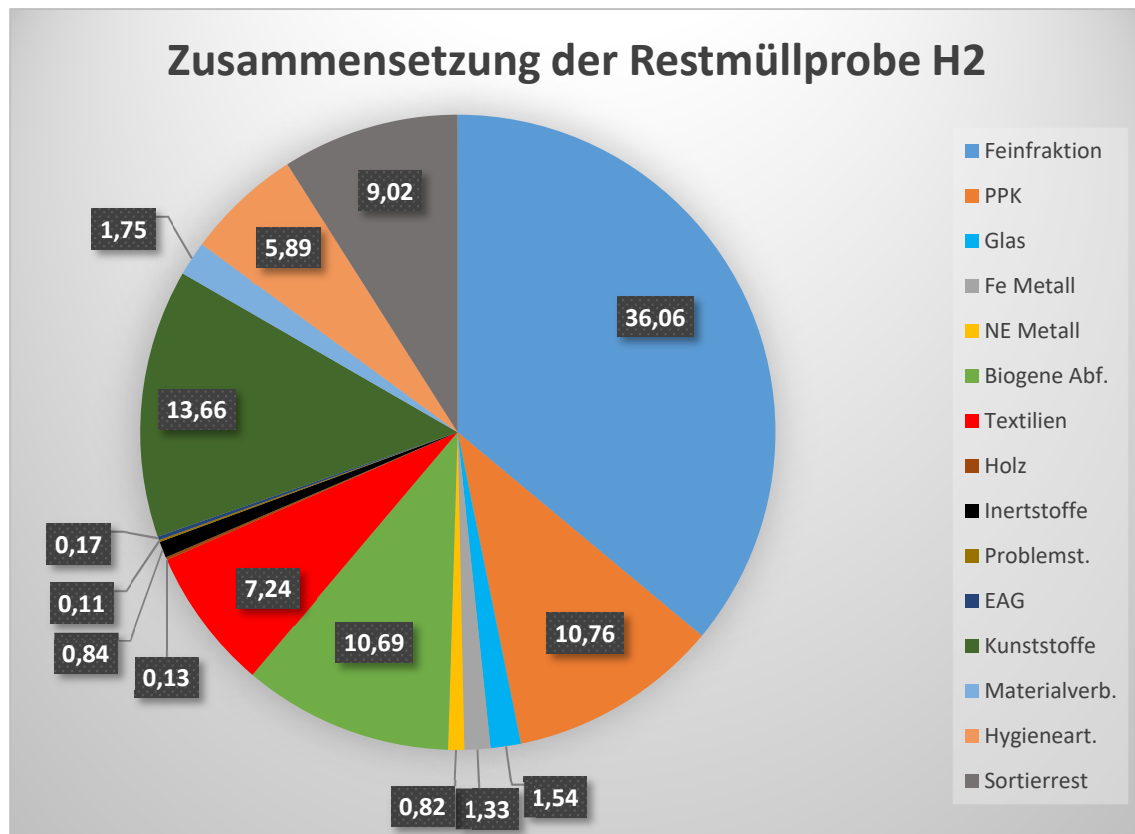


Abbildung 10: Zusammensetzung der Restmüllprobe H2

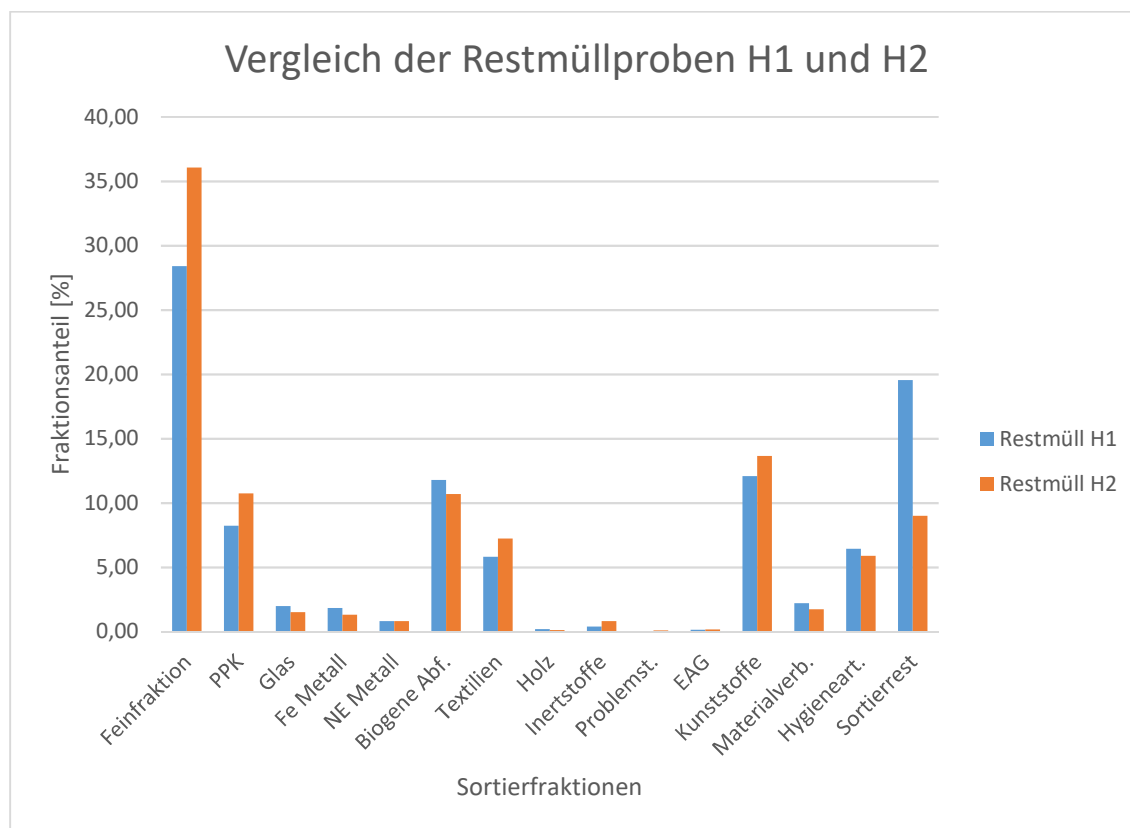


Abbildung 11: Vergleich der Restmüllproben H1 und H2

Ein Vergleich der zwei Sortieranalysen zeigt, dass die Ergebnisse für nahezu alle Fraktionen im selben Größenbereich liegen. Bei den Fraktionen „Feinfraktion“ und „Sortierrest“ ist hingegen ein deutlicher Unterschied feststellbar. Dieser ist allerdings durch die unterschiedliche Vorgangsweise bei der Siebung zu erklären. Da bei Restmüll H1 die Säcke nicht gezielt geöffnet und entleert wurden, blieb ein Teil des Feinanteils in diesen zurück und wurde erst beim Vorgang der manuellen Sortierung als Sortierrest erfasst. Im Falle von Restmüll H2 bewirkte die Öffnung der Müllsäcke einen erhöhten Austrag an Feingut im Siebunterlauf und damit verbunden einen geringeren Sortierrest bei der manuellen Sortierung. Betrachtet man die zwei Fraktionen zusammen, sieht man, dass die Summe der Fraktionsanteile (47,95 % für H1 sowie 45,07 % für H2) ähnliche Werte haben.

### 2.4.1.2 Nichtheizperiode

In Tabelle 11 ist die prozentuelle Zusammensetzung nach Sortierfraktionen für die zwei sortierten Restmüllproben der Nichtheizperiode angegeben. Die grafische Darstellung der einzelnen Proben sowie eine Gegenüberstellung erfolgen in den Abbildungen 12, 13 und 14.

Tabelle 11: Zusammensetzung des Restmülls am Standort Vodňany - Nichtheizperiode

Zusammensetzung des Restmülls am Standort Vodňany - Nichtheizperiode		
Fraktionen	Zusammensetzung Restmüll N1 [%]	Zusammensetzung Restmüll N2 [%]
Feinfraktion	25,17	19,15
Papier und Kartonagen	6,98	5,84
Glas	1,96	1,91
Fe Metalle	1,71	2,27
NE Metalle	0,83	0,98
Biogene Abfälle	10,11	7,78
Textilien	4,77	6,92
Holz	1,07	1,26
Inertstoffe	2,31	0,49
Problemstoffe	0,00	0,08
Elektro- und Elektronikgeräte	0,44	0,00
Kunststoffe	14,18	14,35
Materialverbunde	4,70	5,24
Hygieneartikel	10,03	11,36
Sortierrest	15,73	22,36

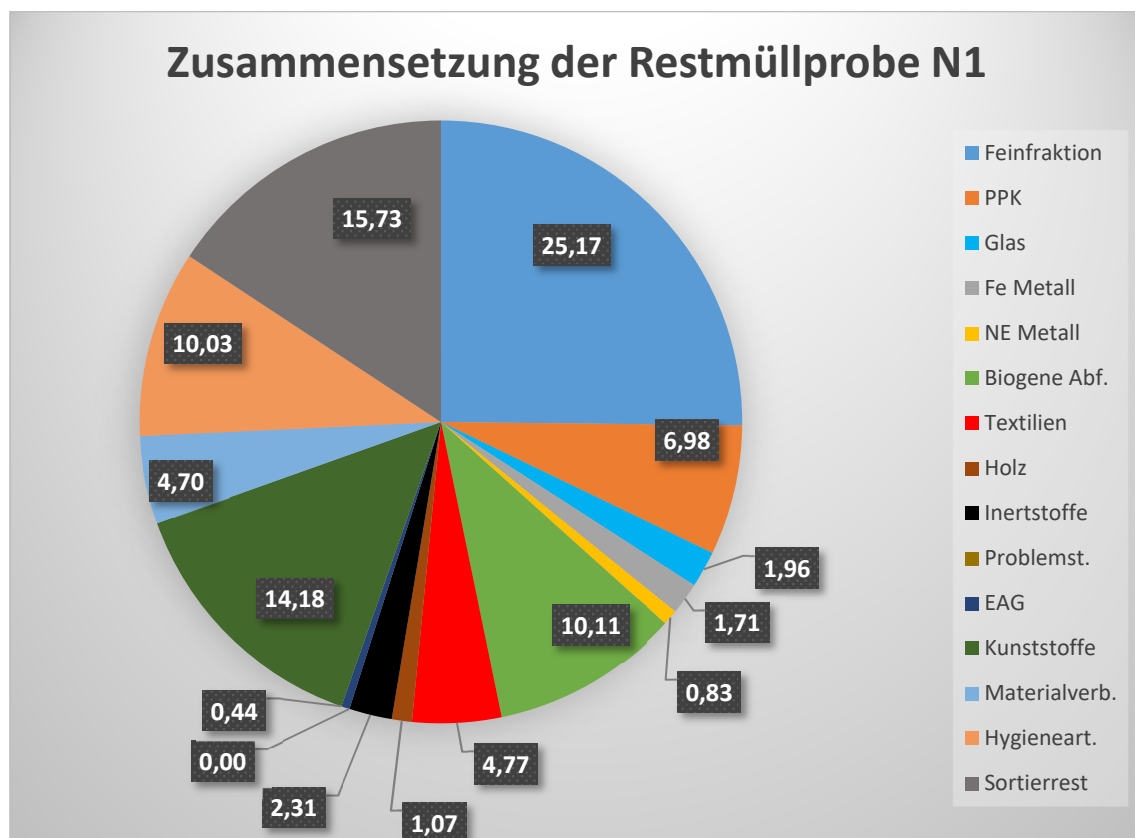


Abbildung 12: Zusammensetzung der Restmüllprobe N1

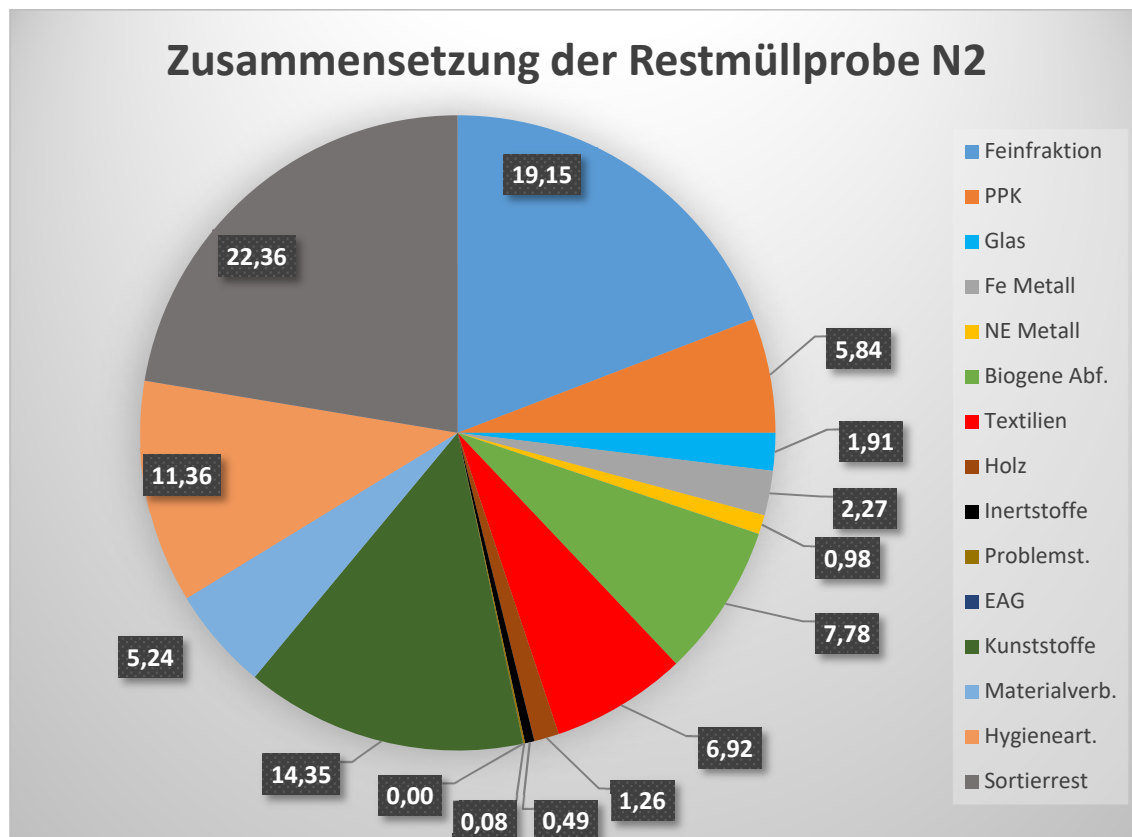


Abbildung 13: Zusammensetzung der Restmüllprobe N2

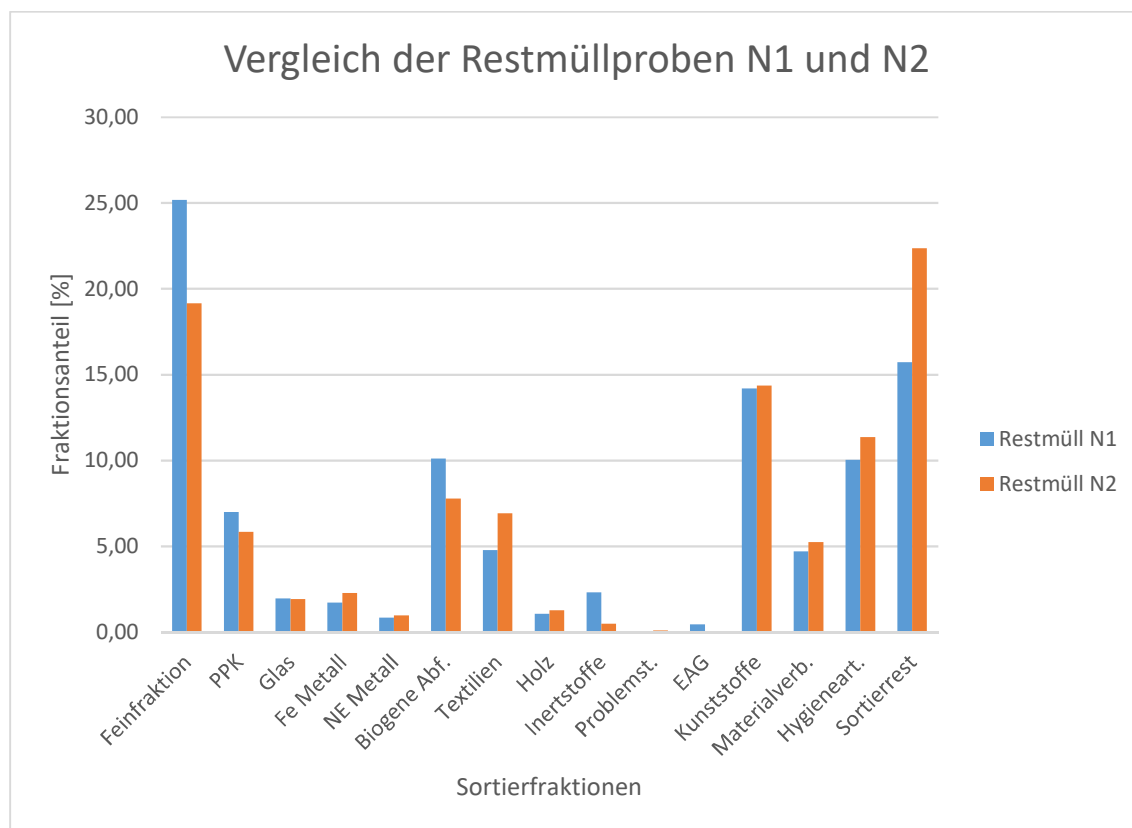


Abbildung 14: Vergleich der Restmüllproben N1 und N2

Der Vergleich aus Abbildung 14 zeigt, dass die Werte für viele Fraktionen (bspw. Kunststoffe, Glas und Holz) ähnlich sind. Größere Abweichungen sind bei den Fraktionen Biogene Abfälle und Textilien festzustellen.

Weiters sind auch bei der Feinfraktion und dem Sortierrest deutliche Abweichungen erkennbar. Im Gegensatz zur Heizperiode ist dieser Unterschied aber nicht durch die Öffnung der Müllsäcke vor der Siebung erklärbar, da bei diesen Untersuchungen für beide Proben eine Öffnung erfolgte. Betrachtet man allerdings die Summe der beiden Fraktionen, ist ersichtlich, dass die Anteile (40,9 % bei N1 und 41,5 % bei N2) sehr ähnlich sind.

### 2.4.1.3 Vergleich zwischen Heiz- und Nichtheizperiode

In Abbildung 15 sind die Restmüllzusammensetzungen für Heiz- und Nichtheizperiode gegenübergestellt. Für die vielen Wertstofffraktionen (Glas, Metalle, Textilien und Kunststoffe) sind keine nennenswerten Unterschiede erkennbar. Ob Unterschiede, bspw. jene bei den Fraktionen PPK oder Materialverbunde, tatsächlich von der Schichtung abhängen, kann pauschal nicht gesagt werden. Dafür müsste eine tiefere statistische Analyse erfolgen, welche im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht durchgeführt wird.

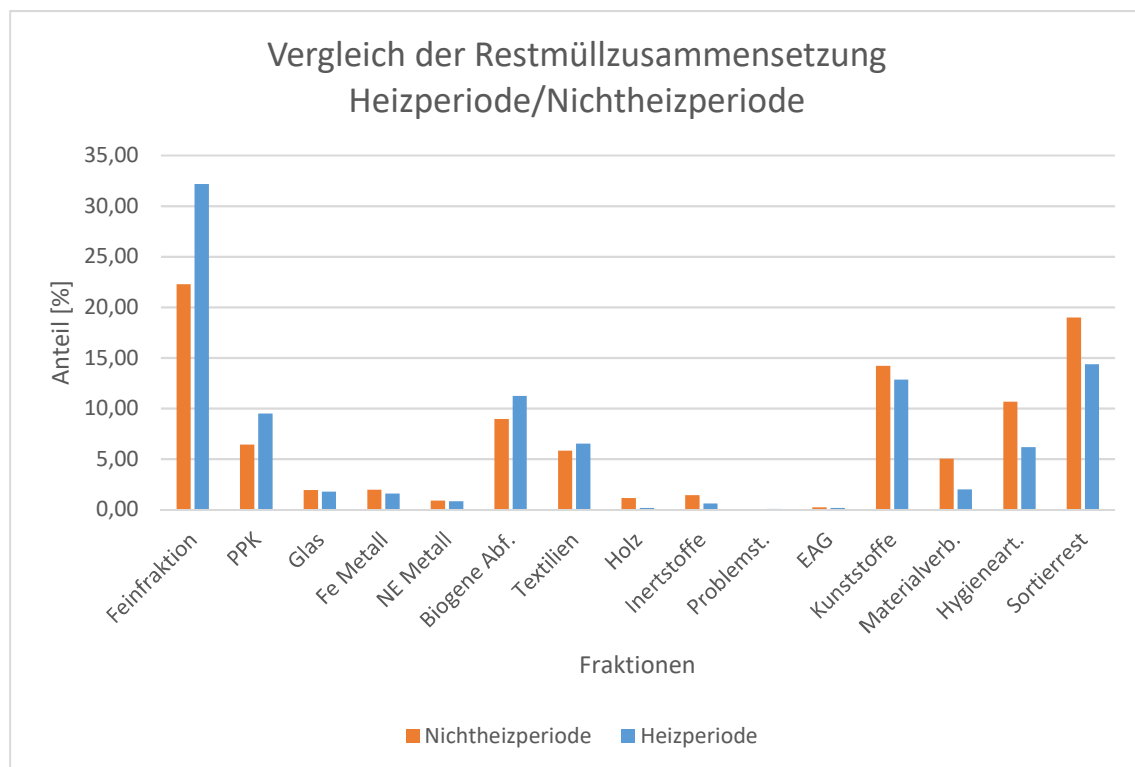


Abbildung 15: Vergleich der Restmüllzusammensetzung Heizperiode/Nichtheizperiode

Der größte Unterschied ist bei der Feinfraktion erkennbar. Der Wert für die Heizperiode liegt deutlich über jenem der Nichtheizperiode. Diese Tatsache bestätigt auch die Beobachtungen vor Ort (bei der Entladung und Probenahme). Der Hauptfaktor für diese Abweichung ist der Ascheanteil im Restmüll, welcher in der Heizperiode durch die Reststoffe von privaten Holzheizungen erhöht ist.



## 2.4.2 Berechnung des Heizwertes (Restmüll)

Nachstehend wird der Heizwert der Restmüllproben nach der in Abbildung 8 gezeigten Methode berechnet. Die Heizwerte der einzelnen Fraktionen sind dabei aus der Restmüllanalyse von Obersteiner & Schneider (2006) übernommen. Eine Ausnahme bildet die Feinfraktion, da hier extra Bestimmungen der Heizwerte im Labor der Montanuniversität durchgeführt wurden (siehe Kapitel 2.4.3).

Tabelle 12 und Tabelle 13 enthalten Informationen über den Wassergehalt der einzelnen Fraktionen und zugleich die Abschätzung des Heizwertes für die Restmüllproben der Heizperiode. Bei der Berechnung wurden für beide Proben die Wassergehalte der Fraktionen aus Probe H1 verwendet.

Tabelle 14 und Tabelle 15 enthalten die Informationen bzgl. Wassergehalte und Heizwert der Proben aus der Nichtheizperiode. Für die Heizwertabschätzung wurden die Wassergehalte aus den Fraktionen der Probe N1 genutzt. Eine Ausnahme dabei bildet die Feinfraktion, da hier für N1 und N2 separate Teilproben entnommen und analysiert wurden und somit jeweils ein eigener Wert verfügbar ist.

Der errechnete Heizwert bewegt sich für alle Restmüllproben in einem ähnlichen Bereich und liegt dabei zwischen 8.500 und 9.300 kJ/kg OS. Auch der Vergleich der einzelnen Fraktionsheizwerte liefert ähnliche Werte über alle Proben hinweg. Eine Ausnahme bildet dabei die Feinfraktion, deren Beitrag zum Gesamtheizwert in der Heizperiode größer ist. Dies ist primär auf den geringeren Wassergehalt zurückzuführen.

Tabelle 12: Berechnung des Heizwertes für Restmüll H1

Berechnung des Heizwertes für Restmüll H1					
Fraktion	Massenanteil [%]	Wassergehalt [%]	Anteil tr. [%]	Fraktionsheizwert [kJ/kg TS]	Heizwertanteil [kJ/kg]
Feinfraktion	28,40	27,3	20,65	8.100	1.672,45
PPK	8,24	26,1	6,09	16.000	974,04
Glas	2,00	2,0	1,96	0	0,00
Fe Metall	1,86	9,0	1,69	0	0,00
NE Metall	0,84	12,4	0,73	0	0,00
Biogene Abf.	11,78	58,7	4,87	7.000	340,67
Textilien	5,82	7,5	5,38	14.000	753,82
Holz	0,19	10,5	0,17	17.000	29,64
Inertstoffe	0,40	4,6	0,38	0	0,00
Problemstoffe	0,02	0,0	0,02	3.000	0,51
EAG	0,15	0,0	0,15	3.000	4,54
Kunststoffe	12,08	19,7	9,70	32.000	3.104,60
Materialverb.	2,21	20,9	1,75	22.000	384,65
Hygieneartikel	6,46	47,8	3,37	16.000	539,45
Sortierrest	19,54	43,2	11,10	18.000	1.998,26
Wasser			31,98	- 2.000	-639,60
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>		<b>100</b>		<b>9.163,04</b>

Tabelle 13: Berechnung des Heizwertes für Restmüll H2

<b>Berechnung des Heizwertes für Restmüll H2</b>					
Fraktion	Massenanteil [%]	Wassergehalt [%]	Anteil tr. [%]	Fraktionsheizwert [kJ/kg TS]	Heizwertanteil [kJ/kg]
Feinfraktion	36,06	27,3	26,21	8.100	2.123,19
PPK	10,76	26,1	7,95	16.000	1.271,87
Glas	1,54	2	1,50	0	0,00
Fe Metall	1,33	9	1,21	0	0,00
NE Metall	0,82	12,4	0,71	0	0,00
Biogene Abf.	10,69	58,7	4,41	7.000	309,02
Textilien	7,24	7,5	6,70	14.000	937,85
Holz	0,13	10,5	0,12	17.000	20,18
Inertstoffe	0,84	4,6	0,80	0	0,00
Problemstoffe	0,11	0	0,11	3.000	3,20
EAG	0,17	0	0,17	3.000	5,22
Kunststoffe	13,66	19,7	10,97	32.000	3.510,86
Materialverb.	1,75	20,9	1,39	22.000	305,21
Hygieneartikel	5,89	47,8	3,08	16.000	492,13
Sortierrest	9,02	43,2	5,12	18.000	921,99
Wasser			29,54	- 2.000	-590,85
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>		<b>100</b>		<b>9.309,86</b>

Tabelle 14: Berechnung des Heizwertes für Restmüll N1

<b>Berechnung des Heizwertes für Restmüll N1</b>					
Fraktion	Massenanteil [%]	Wassergehalt [%]	Anteil tr. [%]	Fraktionsheizwert [kJ/kg TS]	Heizwertanteil [kJ/kg]
Feinfraktion	25,17	40,3	15,03	9.000	1.325,43
PPK	6,98	26,5	5,13	16.000	821,31
Glas	1,96	0,5	1,95	0	0,00
Fe Metall	1,71	3,3	1,65	0	0,00
NE Metall	0,83	10,4	0,75	0	0,00
Biogene Abf.	10,11	76,9	2,33	7.000	163,44
Textilien	4,77	31,8	3,26	14.000	455,85
Holz	1,07	27,3	0,78	17.000	131,98
Inertstoffe	2,31	3,1	2,24	0	0,00
Problemstoffe	0,00	0	0,00	3.000	0,00
EAG	0,44	0	0,44	3.000	13,31
Kunststoffe	14,18	18,5	11,56	32.000	3.698,39
Materialverb.	4,70	23,7	3,58	22.000	788,68
Hygieneartikel	10,03	70,7	2,94	16.000	470,19
Sortierrest	15,73	49,4	7,96	18.000	1432,42
Wasser			40,40	-2.000	-807,97
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>		<b>100</b>		<b>8.520,03</b>

Tabelle 15: Berechnung des Heizwertes für Restmüll N2

Berechnung des Heizwertes für Restmüll N2					
Fraktion	Massenanteil [%]	Wassergehalt [%]	Anteil tr. [%]	Fraktionsheizwert [kJ/kg TS]	Heizwertanteil [kJ/kg]
Feinfraktion	19,15	47,8	10,00	10.000	999,83
PPK	5,84	26,5	4,30	16.000	687,24
Glas	1,91	0,5	1,90	0	0,00
Fe Metall	2,27	3,3	2,19	0	0,00
NE Metall	0,98	10,4	0,87	0	0,00
Biogene Abf.	7,78	76,9	1,80	7.000	125,80
Textilien	6,92	31,8	4,72	14.000	660,55
Holz	1,26	27,3	0,92	17.000	155,87
Inertstoffe	0,49	3,1	0,47	0	0,00
Problemstoffe	0,08	0	0,08	3.000	2,50
EAG	0,00	0	0,00	3.000	0,00
Kunststoffe	14,35	18,5	11,70	32.000	3.742,71
Materialverb.	5,24	23,7	4,00	22.000	879,57
Hygieneartikel	11,36	70,7	3,33	16.000	532,63
Sortierrest	22,36	49,4	11,31	18.000	2.036,65
Wasser			42,41	-2.000	-848,16
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>		<b>100</b>		<b>8.975,18</b>

### 2.4.3 Charakterisierung der Feinfraktion

Die abgesiebte Feinfraktion hat einen besonderen Stellenwert hinsichtlich der Unterschiede zwischen Heiz- und Nichtheizperiode (Ascheanteil) und bzgl. einer potenziellen Deponierung dieser Fraktion. Da die Feinfraktion im Rahmen der Sortierung maschinell und nicht durch händische Sortierung ausgeschleust wurde, könnte diese auch in einer Behandlungsanlage in genau dieser Form entstehen. Da es sich dabei um ein Materialgemisch handelt, ist es nötig eine Charakterisierung mit Hilfe von Laboruntersuchungen durchzuführen. Die ermittelten Parameter sind in Tabelle 16 (Heizperiode) sowie Tabelle 17 (Nichtheizperiode) aufgelistet. Bzgl. des GS21 ist anzumerken, dass für H1 keine Bestimmung möglich war, da die Probe vorzeitig versauert ist.

Tabelle 16: Laborparameter für die abgesiebte Restmüll-Feinfraktion H1

Laborparameter für die abgesiebte Restmüll-Feinfraktion H1	
Heizwert (Hu)	8.100 kJ/kg
Trockenrückstand (105 °C)	72,7 %
Aschegehalt (815 °C)	62,36 % TS
Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT4)	44,8 mg O <sub>2</sub> /g TS
Gasspendensumme 21 Tage (GS21)	Keine Bestimmung möglich

Tabelle 17: Laborparameter für die abgesiebten Restmüll-Feinfraktionen N1 und N2

Laborparameter für die abgesiebten Restmüll-Feinfraktionen N1 und N2		
	Feinfraktion N1	Feinfraktion N2
Heizwert (Hu)	9.000 kJ/kg	10.000 kJ/kg
Trockenrückstand (105 °C)	59,7 %	52,2 %
Aschegehalt (815 °C)	55,08 % TS	49,87 % TS
Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT4)	50,5 mg O <sub>2</sub> /g TS	60,2 mg O <sub>2</sub> /g TS
Gasspendensumme 21 Tage (GS21)	7,6 NL/kg TS	8,7 NL/kg TS

Der Vergleich zwischen den Feinfraktionen der Heiz- und Nichtheizperiode liefert größtenteils zu erwartende Ergebnisse. Die Tatsache, dass der Aschegehalt der Proben N1 und N2 niedriger als jener von H1 ist, deckt sich mit der Erwartung eines höheren Aschegehaltes (bedingt durch die Reststoffe der Privatheizungen) in der Heizperiode.

#### 2.4.4 Ergebnisse Gewerbemüll

In Tabelle 18 sind die Ergebnisse der Gewerbemüllprobe aufgelistet. Dabei sind Zusammensetzung, Wassergehalt der einzelnen Fraktionen sowie die Heizwertabschätzung nach Obersteiner & Schneider (2006) inkludiert. In Abbildung 16 ist die Zusammensetzung nochmals als Tortendiagramm gezeigt.

Tabelle 18: Zusammensetzung, Wassergehalt und Heizwert der Gewerbemüllprobe

Zusammensetzung, Wassergehalt und Heizwert der Gewerbemüllprobe					
Fraktion	Massenanteil [%]	Wassergehalt [%]	Anteil tr. [%]	Fraktionsheizwert [kJ/kg TS]	Heizwertanteil [kJ/kg]
PPK	26,09	8,6	23,85	16.000	3.815,74
Glas	1,76	1,2	1,74	0	0,00
Fe Metall	0,85	7,6	0,79	0	0,00
NE Metall	0,38	6,8	0,36	0	0,00
Biogene Abf.	18,66	55,1	8,38	7.000	586,55
Textilien	3,62	7,4	3,35	14.000	468,75
Holz	5,10	6,5	4,77	17.000	810,90
Inertstoffe	1,03	9,7	0,93	0	0,00
Problemstoffe	0,00	0	0,00	3.000	0,00
EAG	0,01	0	0,01	3.000	0,35
Kunststoffe	28,06	21,5	22,03	32.000	7.049,88
Materialverb.	3,26	27,7	2,36	22.000	518,85
Hygieneartikel	0,26	46,9	0,14	16.000	21,67
Sortierrest	10,91	41,4	6,40	18.000	1.151,13
Wasser			24,91	- 2.000	-498,25
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>		<b>100</b>		<b>13.925,57</b>

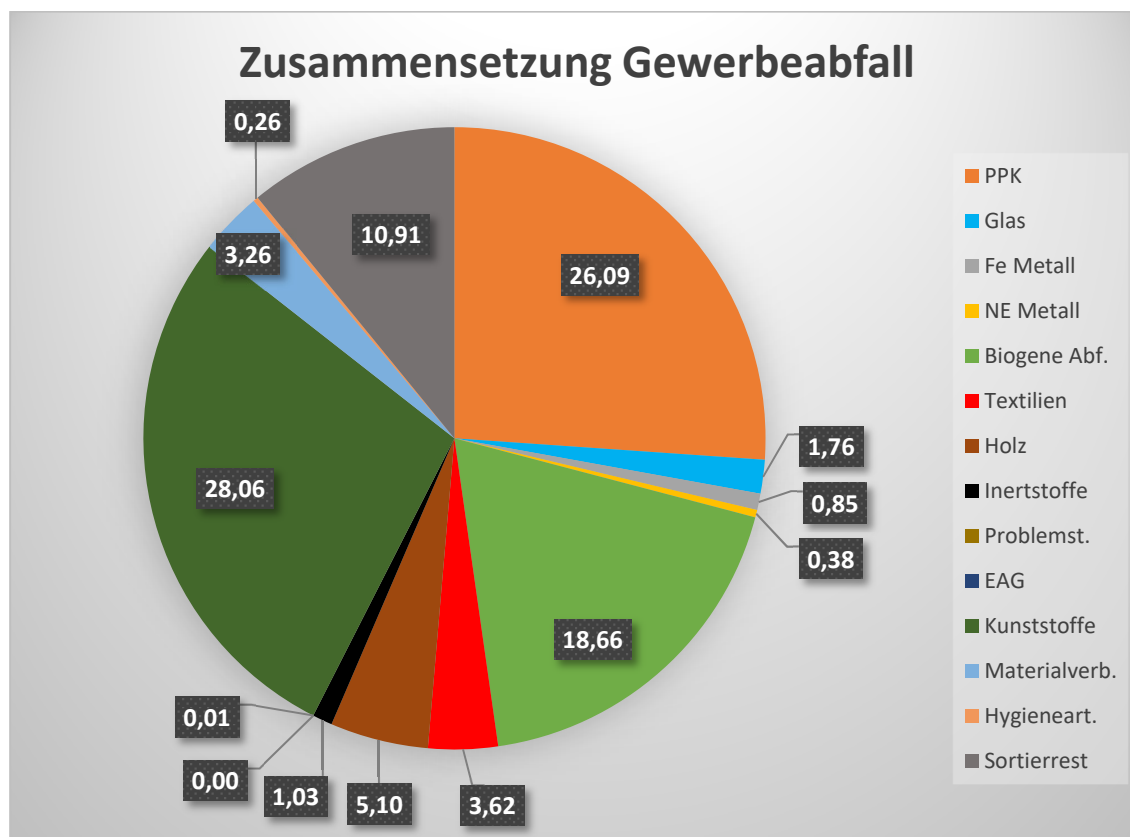


Abbildung 16: Zusammensetzung Gewerbeabfall

Eine gesonderte Feinfraktion ist nicht vorhanden, da keine Siebung durchgeführt wurde. Der Anteil an EAG und Problemstoffen ist praktisch null. Da die Zusammensetzung von Gewerbemüll stark vom Abfallproduzenten abhängt, gibt es große Schwankungen bei der Zusammensetzung. Da im Rahmen dieser Arbeit lediglich ein Fahrzeug beprobt wurde, ist nicht anzunehmen, dass die hier dargestellten Ergebnisse repräsentativ für den angelieferten Gewerbemüll sind. Ein Vergleich mit den Ergebnissen für Restmüll oder anderen Gewerbemüllanalysen erscheint somit nicht sinnvoll und wird daher nicht durchgeführt.

## 2.5 Diskussion/Vergleich der Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der selbst durchgeführten Sortieranalysen mit anderen tschechischen sowie österreichischen Analyseergebnissen hinsichtlich der Zusammensetzung verglichen.

### Vergleich mit anderen Sortieranalysen aus der Tschechischen Republik

In Abbildung 17 sind die Ergebnisse aus Vodnany (als Mittelwert der vier Sortieranalysen) mit jenen von Schneider (2012) und Dolezalova et al. (2013) gegenübergestellt. Wie bereits erwähnt, wurden die Vergleichsanalysen nicht unter denselben Rahmenbedingungen durchgeführt. Unter anderem sind die aussortierten Fraktionen nicht ident. Außerdem erfolgte bei Dolezalova die Siebung bei 40 mm und nicht wie in Vodnany bei 30 mm. In der Analyse von Schneider wurde gar keine Siebung durchgeführt.

Um die Ergebnisse der einzelnen Sortierkampagnen vergleichen zu können, mussten die zeitlichen und räumlichen Schichten zu einem Datensatz vereinigt werden und die Sortierfraktionen auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner aggregiert werden. Aus diesem Grund werden in Abbildung 17 auch nur Werte für 10 Fraktionen dargestellt.

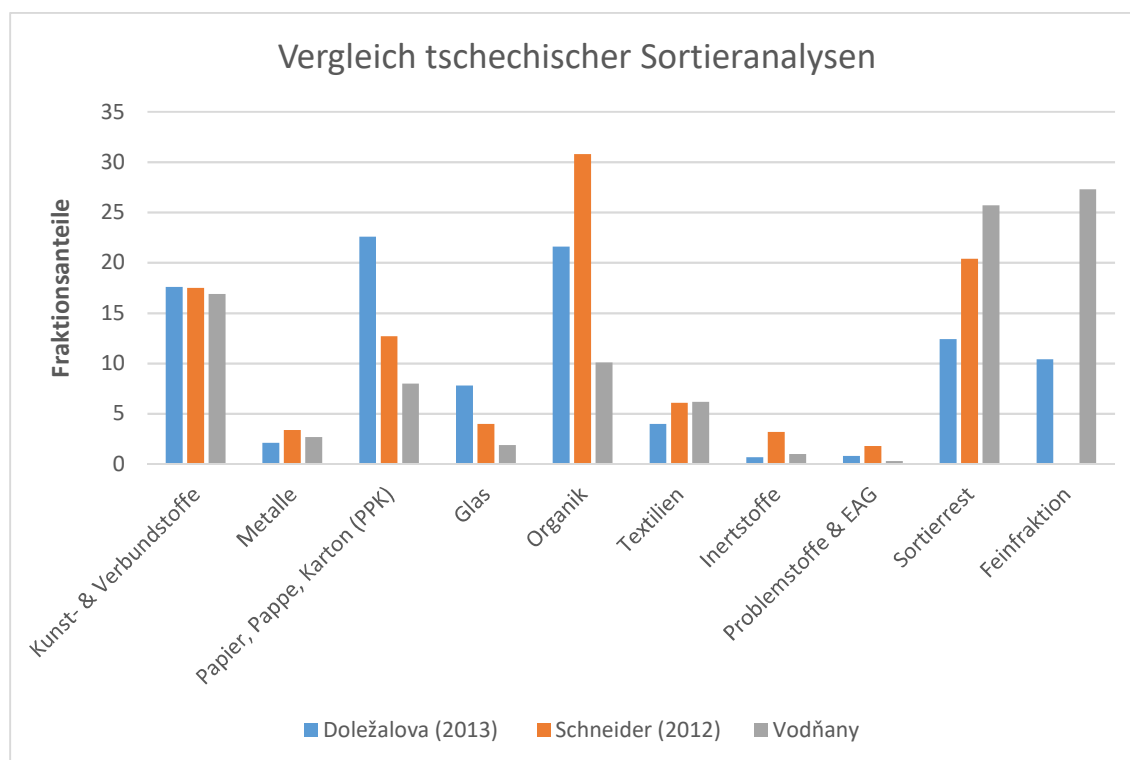


Abbildung 17: Vergleich tschechischer Sortieranalysen

Ein Vergleich der Sortiererergebnisse lässt die folgenden groben Aussagen zu:

- Die Aussiebung einer Feinfraktion führt zur Verringerung der Anteile in der Organik-, aber auch in der Inertstofffraktion.
- Die Höhe der Anteile im Sortierrest variieren stark. Dies kann z.B. auf die Art der Anlieferung (Mülltonne vs. Sammelfahrzeug) zurückzuführen sein.
- Die Fraktionen Kunst- und Verbundstoffe, Metalle und Textilien bewegen sich bei allen 3 Sortierungen in derselben Größenordnung. Bei den Fraktionen Papier und Glas kommt es im Laufe des betrachteten Zeitraums zu einer Verringerung der Anteile. Eine mögliche Erklärung für den Rückgang stellt der Ausbau der getrennten Sammlung von Wertstoffen in der Tschechischen Republik dar.

### Vergleich mit österreichischen Sortieranalysen

In Abbildung 18 und Abbildung 19 sind die Analyseergebnisse aus Vodňany (jeweils für Heiz- und Nichtheizperiode) zwei Sortieranalysen aus Österreich für denselben Zeitraum gegenübergestellt. Auch hier wurde durch ein Zusammenfassen von Sortierfraktionen versucht, eine einheitliche Darstellung zu ermöglichen. Dies war im Gegensatz zum vorherigen Vergleich leichter, da die Sortierkataloge auf der gleichen Norm (ÖNORM S 2097) basieren.

Hinsichtlich der Feinfraktion ist zu sagen, dass der Siebschnitt der österreichischen Analysen bei 40 mm gewählt wurde und nicht wie in Vodňany bei 30 mm.

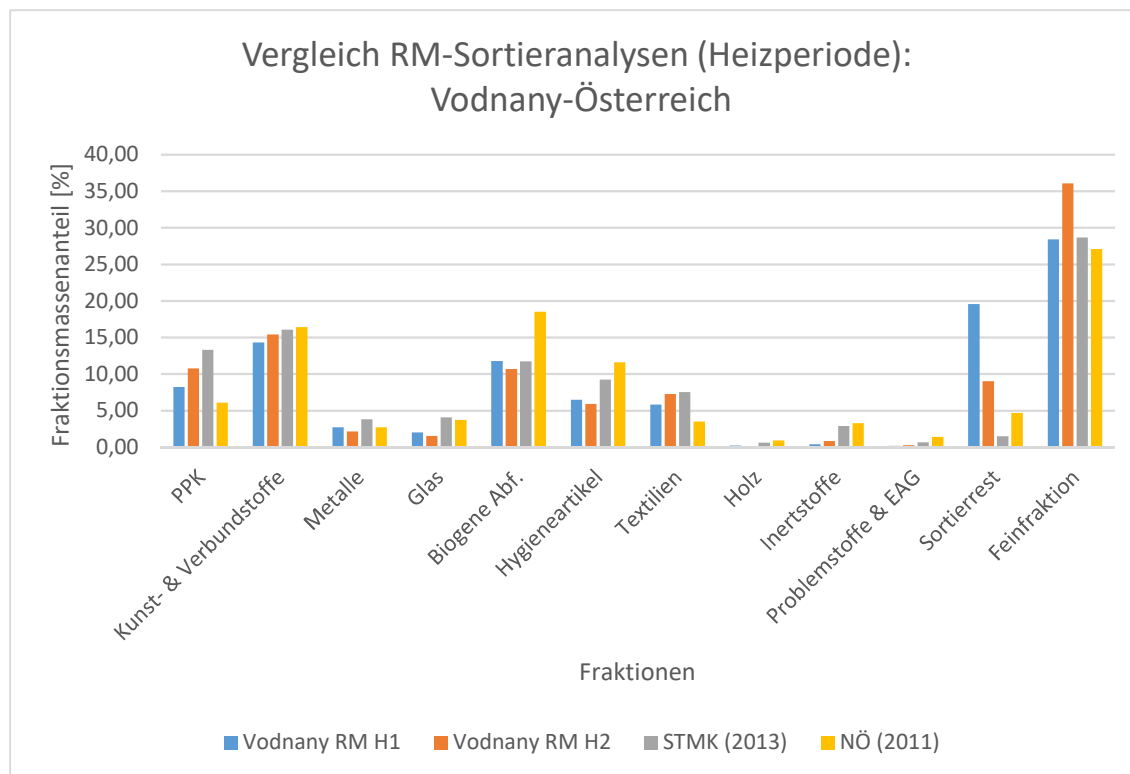


Abbildung 18: Vergleich RM-Sortieranalysen (Heizperiode): Vodňany-Österreich

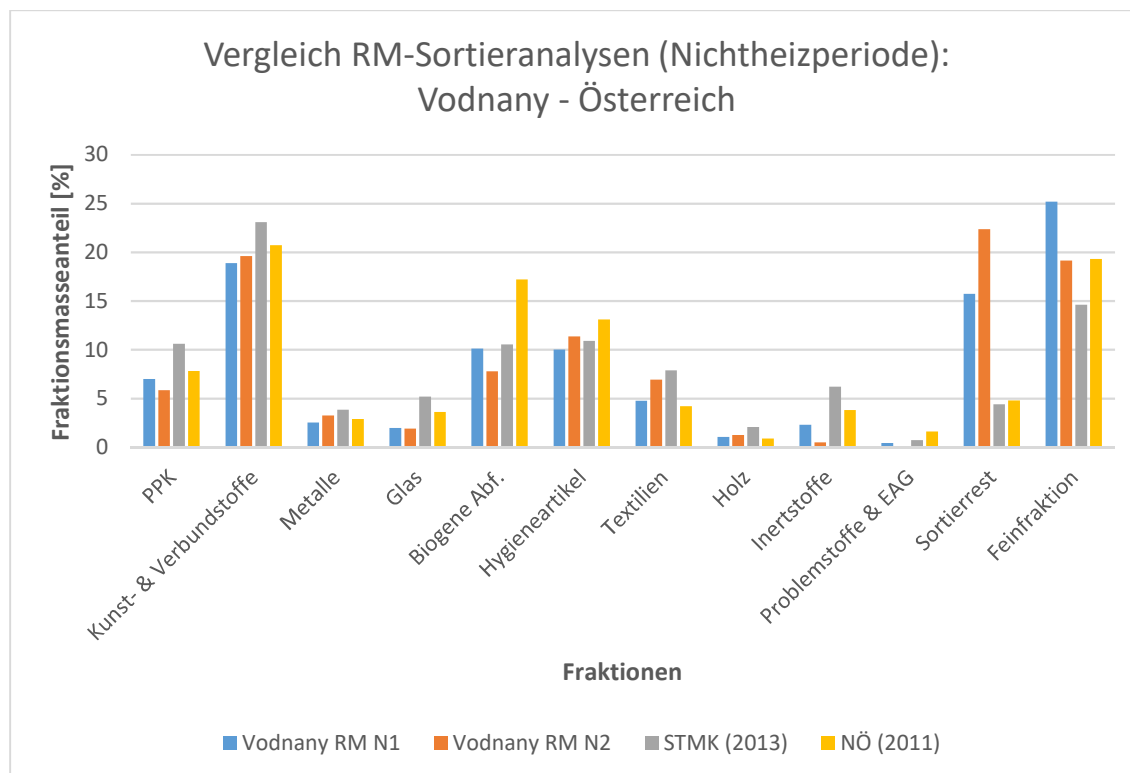


Abbildung 19: Vergleich RM-Sortieranalysen (Nichtheizperiode): Vodňany-Österreich

Grundsätzlich muss darauf hingewiesen werden, dass sich die zwei österreichischen Analysen teilweise auch deutlich unterscheiden. Bei den Vergleichen geht es daher um die ungefähren Größenordnungen und nicht um genaue Übereinstimmungen.

Es zeigt sich, dass die Ergebnisse im Bereich der Wertstoffe (PPK, Kunststoffe, Materialverbunde, Metalle), sowohl für Heiz- als auch Nichtheizperiode, ähnlich sind. Der Wert für Glas ist wie im tschechischen Vergleich bei den Analysen aus Vodňany geringer als bei den Vergleichsanalysen. Der auffallend große Unterschied im Bereich Sortierrest lässt sich möglicherweise mit der Zugriffsebene erklären. Während es bei der Vorgehensweise in Vodňany zu einer Vermischung und Verschmutzung der Einzelteile durch den Transport im Sammelfahrzeug kommt, ist dieser Faktor bei den österreichischen Analysen (Sammlung direkt beim Haushalt) nicht so relevant. Durch die geringere Verschmutzung gibt es weniger Probleme bei der Zuordnung von Teilen. Der Anteil, welcher nicht zugeordnet werden kann und somit in weiterer Folge zum Sortierrest wird, sinkt.



## **3 Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfällen in der EU**

### **3.1 Methodik**

Nachstehend wird das betrachtete System und dessen Grenzen erläutert sowie auf die Datenerhebung eingegangen.

#### **3.1.1 System und Systemgrenzen**

##### **System**

Im Rahmen dieser Arbeit wird das Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfällen in der Europäischen Union untersucht und abgeschätzt.

##### **Zeitliche Eingrenzung**

Das Potenzial wird als Menge pro Jahr ausgedrückt. Die Daten bzgl. der Mengen kommen dabei aus dem Jahr 2016. Hinsichtlich der Zusammensetzung stammen sie aus unterschiedlichen Jahren. Details dazu finden sich im nächsten Kapitel im Rahmen der Beschreibung der Datenerhebung.

##### **Örtliche Eingrenzung**

Es werden die Abfälle aller 28 Mitgliedsstaaten der Europäischen Union zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit inkludiert.

##### **Stoffliche Eingrenzung**

Es werden alle Siedlungsabfälle (engl. „municipal waste“) betrachtet. Diese Abfälle umfassen Abfälle aus Haushalten (getrennt gesammelte Altstoffe und biogene Abfälle sowie gemischter Siedlungsabfall) aber auch Abfälle aus Gemeindeaktivitäten (u. a. Parkabfälle, Straßenkehricht und Abfälle aus öffentlichen Sammelbehältern). Nicht inkludiert sind bspw. Klärschlämme und Baustellenabfälle aus Gemeindetätigkeiten (European Commission, 2017).

Als Wertstoffe werden dabei die fünf folgenden Fraktionen betrachtet:

- PPK (Papier, Pappe, Karton),
- Kunststoffe,
- Glas,
- Metalle und
- Organik (v. a. Garten- und Lebensmittelabfälle).

Materialien wie Inertstoffe oder Textilien werden hingegen nicht separat betrachtet und fallen bei den anschließenden Untersuchungen in die Kategorie „Rest“.

### 3.1.2 Datenerhebung

Die Datenerhebung zur Abschätzung des Potenzials erfolgte mittels Literaturrecherche. Um das jährliche Potenzial quantitativ abschätzen zu können, sind im Wesentlichen zwei Kennzahlen ausschlaggebend. Diese sind:

- Die anfallende Menge an Siedlungsabfällen und
- die Zusammensetzung dieser Siedlungsabfälle.

#### **Bestimmung der anfallenden Mengen**

Die Daten bzgl. der anfallenden Mengen an Siedlungsabfällen in den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten wurden über Eurostat (2018) bezogen. Es handelt sich hierbei um jene Datensätze, die mit dem Kürzel „env\_wasmun“ gekennzeichnet sind.

Für nahezu alle Mitgliedsstaaten sind aktuelle Werte aus dem Jahr 2016 verfügbar. Eine Ausnahme stellt lediglich Irland mit Zahlen aus 2014 dar.

#### **Erhebung der Zusammensetzung**

Im einem ersten Schritt wurde versucht, über die nationalen Abfallwirtschaftspläne der einzelnen Mitgliedsstaaten die nötigen Informationen zu beschaffen. Dabei traten allerdings mehrere Probleme auf. Einerseits gibt es Mitgliedsstaaten (bspw. Deutschland), welche keinen nationalen Plan, sondern mehrere regionale Pläne haben. Andererseits sind gewisse Pläne nur in der Landessprache verfügbar, so dass keine Informationen daraus gewonnen werden konnten. Des Weiteren enthalten viele Pläne keine genauen Informationen bzgl. der Zusammensetzung von Siedlungsabfällen. Aus all diesen Gründen wurde daher in weiterer Folge die Suche ausgeweitet und versucht andere Quellen zu identifizieren.

Als Hauptquelle für diese Arbeit dient ein Bericht von Hoornweg & Bhada-Tata (2012). In diesem, von der Weltbank herausgegebenen Werk findet sich im Anhang (Annex M) eine Auflistung über die Zusammensetzung von Siedlungsabfall in verschiedenen Ländern. Diese Daten wurden allerdings nicht selbst erhoben, sondern wurden wiederum aus verschiedenen anderen Untersuchungen zusammengetragen. Die Herkunft der einzelnen Datensätze ist dabei ebenfalls im Anhang (Annex C) zu finden. Der Großteil der europäischen Daten stammt aus einer OECD-Studie aus dem Jahr 2008, die sich auf nationale Daten aus den Jahren 2003 bis 2005 bezieht.

In dem Bericht der Weltbank konnten für 20 von 28 Mitgliedsstaaten Zusammensetzungen des Siedlungsabfalls gefunden werden. Für die fehlenden Länder wurden nach Möglichkeit zusätzliche Quellen verwendet. Als letzte Option wurden die Daten eines ähnlichen Landes (hinsichtlich Lage sowie (abfall-)wirtschaftlicher Situation) übernommen. Die nachfolgende Aufzählung gibt dabei eine Übersicht über die Methodik der Datenerhebung dieser acht Mitgliedsstaaten:

- Litauen: Daten aus Karak et al. (2012)
- Malta: Daten aus Böhmer et al. (2008)
- Slowenien: Daten aus Gomiscek (2013)
- Großbritannien: Daten aus Karak et al. (2012)
- Bulgarien: Daten für Rumänien übernommen
- Estland: Daten für Litauen übernommen
- Lettland: Daten für Litauen übernommen
- Schweden: Zusammensetzung aus dem Weltbank-Bericht. Dort sind die Fraktionen Organik und PPK allerdings zusammengefasst. Auf Grund der Werte anderer skandinavischer Länder wurde eine Aufteilung im Verhältnis 1:1 zwischen den beiden Fraktionen vorgenommen.

### 3.1.3 Abschätzung des Potenzials

Die quantitative Abschätzung des Wertstoffpotenzials kann mittels verschiedener Berechnungsmethoden erfolgen. Um mögliche Rechenfehler zu vermeiden wurde in dieser Arbeit das Potenzial auf zwei verschiedene Methoden ermittelt. Die Ergebnisse sind in Kapitel 3.2 dargestellt.

Die erste Methode ist die Berechnung des Wertstoffpotenzials jedes Mitgliedstaates über Multiplikation der nationalen Anfallsmenge an Siedlungsabfällen mit den jeweiligen Fraktionsanteilen der Wertstoffe. Um das Wertstoffpotenzial der gesamten EU zu erhalten, erfolgt anschließend eine Summation aller nationalen Potenzialwerte.

Die zweite Methode basiert auf der Berechnung einer EU-weiten Zusammensetzung des Siedlungsabfalls. Dazu wird für jede Fraktion das gewichtete Mittel aus den nationalen Fraktionsanteilen berechnet. Der Gewichtungsfaktor ist dabei die nationale Anfallsmenge an Siedlungsabfall. Durch Multiplikation der EU-Zusammensetzung mit der EU-Menge an Siedlungsabfällen erhält man wiederum das gesamte Wertstoffpotenzial.

Hierbei ist wichtig zu erwähnen, dass beide Berechnungsmethoden auf denselben Daten basieren und auch rechnerisch dieselben Schritte (in verschiedenen Reihenfolgen) zum Einsatz kommen. Daher handelt es sich bei den Resultaten nicht um zwei eigenständige Ergebnisse. Diese „doppelte“ Durchführung dient somit lediglich dazu, Rechenfehler zu vermeiden und eine differenzierte Darstellung der Zwischenergebnisse zu ermöglichen (vgl. Tabelle 20 und Tabelle 21) und ist keine Bestätigung der Richtigkeit der Methode.

### 3.1.4 Verifizierung der Methodik

Um die eingesetzte Methodik sowie die Ergebnisse aus Kapitel 3.2 zu überprüfen, wurden für einzelne Mitgliedsstaaten alternative Berechnungen durchgeführt. Im Folgenden wird kurz auf diese eingegangen und die Berechnungsmethoden erklärt. Die Ergebnisse der alternativen Berechnungen sowie der Vergleich mit der ursprünglichen Berechnung sind in Kapitel 3.3 zu finden.

### **Alternative Berechnung Österreich**

Die Berechnung für Österreich basiert auf Daten aus verschiedenen Bundesabfallwirtschaftsplänen (BAWP) und Statusberichten der österreichischen Abfallwirtschaft (STB). Es wurden insgesamt fünf Datensätze in Abständen von 2 bis 3 Jahren berücksichtigt um einerseits einen zeitlichen Verlauf darzustellen und andererseits einen breiteren Vergleichsrahmen für die Methodenverifizierung zu schaffen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden folgende Publikationen herangezogen:

- BAWP 2006 für Daten aus 2004 (BMLFUW, 2006),
- STB 2007 für Daten aus 2006 (BMLFUW, 2007),
- BAWP 2011 für Daten aus 2009 (BMLFUW, 2011),
- STB 2013 für Daten aus 2012 (BMLFUW, 2013) und
- BAWP 2017 für Daten aus 2015 (BMLFUW, 2017a).

Das Wertstoffpotenzial für das jeweilige Jahr errechnet sich dabei aus Summation des enthaltenen Anteils im Restmüll (Anfallsmenge und Zusammensetzung sind jeweils im BAWP/STB angegeben) sowie den getrennt gesammelten Mengen. Für PPK, Kunststoff, Glas und Metalle sind dies die getrennt gesammelten Altstoffe aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. Für die Fraktion Organik werden hierfür getrennt gesammelte biogene Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen („Biomüll“) sowie Abfälle aus dem Grünflächenbereich (bspw. Parks und Friedhöfe) berücksichtigt.

### **Alternative Berechnung Kroatien**

Die Berechnung basiert auf Daten aus dem aktuellen kroatischen Abfallwirtschaftsplan 2017-2022 (Gov. of the Rep. of Croatia, 2017). Bei diesen Daten handelt es sich um die Anfallsmenge und Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll) sowie die Mengen an getrennt gesammelten Altstoffen (PPK, Kunststoff, Glas, Metall und Organik) aus dem Jahr 2015. Hinsichtlich getrennt gesammelten Mengen ist lediglich für die Organik ein konkreter Wert angegeben, für die anderen Fraktionen mussten die Werte aus einer grafischen Darstellung (Säulendiagramm) abgelesen/geschätzt werden. Zur Ermittlung des Wertstoffpotenzials wurden für jede betrachtete Fraktion die Menge an getrennt gesammeltem Material mit der im Restmüll enthaltenen Menge addiert.

### **Alternative Berechnung Spanien**

Für Spanien wurden drei verschiedene Werte für das Wertstoffpotenzial berechnet. Der Grund dafür ist, dass eine Bandbreite aufgezeigt werden soll. Bei der Abschätzung des Potenzials steht in erster Linie eine ungefähre Größenordnung im Mittelpunkt und kein genauer Wert.

Die erste Berechnungsmethode ähnelt jener für Kroatien. Aus dem nationalen Abfallwirtschaftsplan (MAPAMA, 2016) wurden die Anfallsmenge für Siedlungsabfälle sowie deren Aufteilung auf gemischten Siedlungsabfall und getrennt gesammelte Fraktionen ermittelt. Die Daten beziehen sich dabei auf das Jahr 2012. Eine Besonderheit stellt hierbei die getrennt gesammelte Fraktion „Envases“ dar, da sie sowohl Kunststoff als auch

Metallverpackungen enthält. Zur weiteren Aufteilung wurde hierfür aus einer nationalen Sortieranalyse (Applus, 2012) das Verhältnis von 85 % Kunststoff zu 15 % Metall eingesetzt. Das Wertstoffpotenzial wird durch Summation der getrennt gesammelten Menge pro Fraktion und deren Anteil im Restmüll ermittelt. Die Restmüllzusammensetzung wurde dabei ebenfalls aus MAPAMA (2016) entnommen.

Die zweite Methode unterscheidet sich zur ersten nur durch die zur Berechnung eingesetzte Restmüllzusammensetzung. Diese wurde dabei nicht aus dem Abfallwirtschaftsplan, sondern aus der nationalen Sortieranalyse (Applus, 2012) entnommen.

Die dritte Methode basiert ausschließlich auf der Sortieranalyse von Applus (2012) und der darin ermittelten Gesamtzusammensetzung für Siedlungsabfälle. In Rahmen der Potenzialberechnung wird dabei die anfallende Menge an Siedlungsabfall mit den jeweiligen Fraktionsanteilen multipliziert. Somit ist diese Methode, aus mathematischer Sicht, ident mit der Methode aus Kapitel 3.1.3.

## 3.2 Ergebnisse

### Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in der EU

In Tabelle 19 sind die Ergebnisse der Datenerhebung bzgl. der Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in den einzelnen Mitgliedsstaaten der EU dargestellt. Aufgrund von Rundungsfehlern ergibt die Summe der Fraktionen nicht immer genau 100 %. In Abbildung 20 ist mittels eines Boxplott-Diagramms die Verteilung der einzelnen Fraktionsanteile veranschaulicht. Die größten Schwankungen und Ausreißer finden sich dabei bei der Restfraktion. Bei den Fraktionen Glas und Metall gibt es die geringste Varianz.

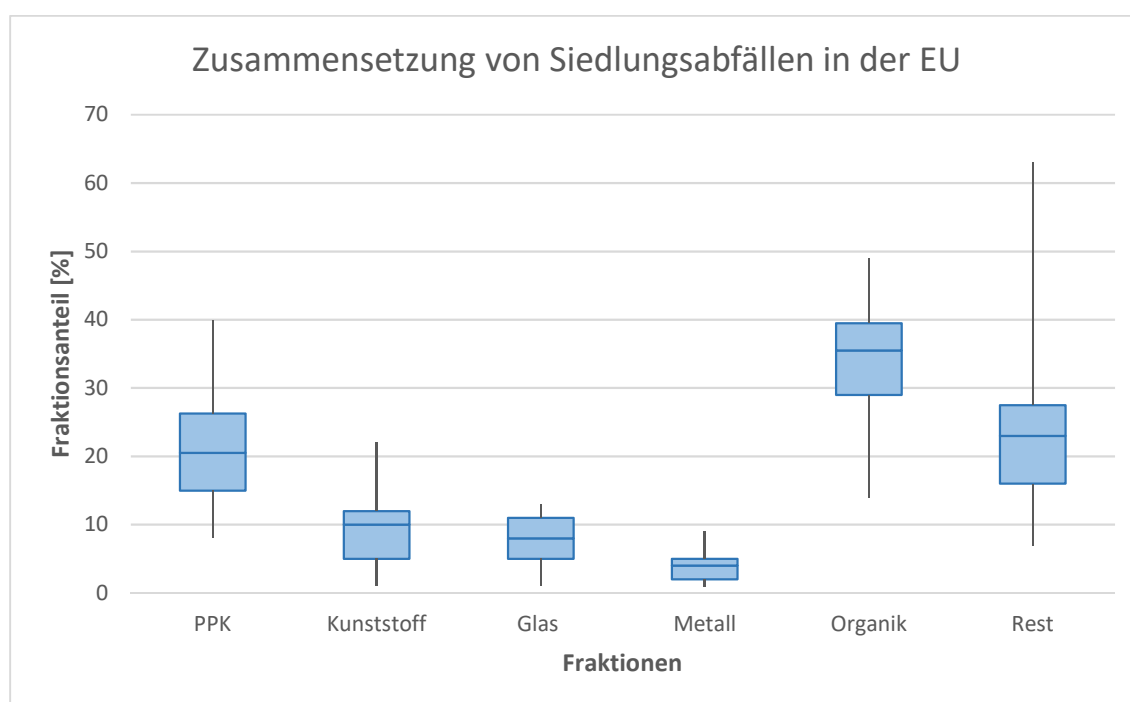


Abbildung 20: Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in der EU

Tabelle 19: Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in den EU-Mitgliedsstaaten laut Quellen aus Kapitel 3.1.2

Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in den EU-Mitgliedsstaaten						
Mitgliedsstaat	Fraktionsanteil [%]					
	PPK	Kunststoff	Glas	Metall	Organik	Rest
Österreich	22	11	8	5	35	19
Belgien	17	5	7	3	39	29
Bulgarien	11	3	11	5	46	24
Kroatien	20	12	7	4	46	11
Zypern	27	11	1	9	38	13
Tschechische Rep.	8	4	4	2	18	63
Dänemark	27	1	5	6	29	32
Estland	15	12	8	2	36	27
Finnland	40	10	5	5	33	7
Frankreich	20	9	10	3	32	26
Deutschland	34	22	12	5	14	12
Griechenland	20	9	5	5	47	16
Ungarn	15	17	2	2	29	35
Irland	31	11	5	4	25	23
Italien	28	5	13	2	29	22
Lettland	15	12	8	2	36	27
Litauen	15	12	8	2	36	27
Luxemburg	22	1	12	4	45	16
Malta	24	10	4	4	29	29
Niederlande	26	19	4	4	35	12
Polen	10	10	12	8	38	23
Portugal	21	11	7	4	34	23
Rumänien	11	3	11	5	46	24
Slowakei	13	7	8	3	38	31
Slowenien	23	15	12	1	20	29
Spanien	21	12	8	4	49	7
Schweden	34	2	11	2	34	17
Großbritannien	18	7	7	8	41	19

### **Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfällen in der EU**

In Tabelle 20 ist das jährliche Aufkommen an Siedlungsabfall sowie das darin enthaltene Wertstoffpotenzial für die einzelnen Mitgliedsstaaten und die gesamte EU bzgl. der Fraktionen PPK, Kunststoff, Glas, Metall sowie Organik aufgezeigt. Die Berechnungen entsprechen dabei der in Kapitel 3.1.3 erklärten Methode 1. Weiters ist in Tabelle 21 die berechnete durchschnittliche Zusammensetzung von Siedlungsabfall in der EU und das daraus berechnete Wertstoffpotenzial dargestellt (vgl. dazu Methode 2 in Kapitel 3.1.3).

Tabelle 20: Anfallsmengen und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der EU für 2016

Anfallsmengen und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der EU für 2016						
Mitgliedsstaat	Anfallende Menge an Siedlungsabfall [kt/a]	Enthaltenes Wertstoffpotential [kt/a]				
		PPK	Kunstst.	Glas	Metall	Organik
Österreich	4.928	1.084	542	394	246	1.725
Belgien	4.757	809	238	333	143	1.855
Bulgarien	2.881	317	86	317	144	1.325
Kroatien	1.680	336	202	118	67	773
Zypern	545	147	60	5	49	207
Tschechische Rep.	3.580	286	143	143	72	644
Dänemark	4.450	1.202	45	223	267	1.291
Estland	494	74	59	40	10	178
Finnland	2.768	1.107	277	138	138	913
Frankreich	34.143	6.829	3.073	3.414	1.024	10.926
Deutschland	51.633	17.555	11.359	6.196	2.582	7.229
Griechenland	5.354	1.071	482	268	268	2.516
Ungarn	3.721	558	633	74	74	1.079
Irland*	2.619	812	288	131	105	655
Italien	30.117	8.433	1.506	3.915	602	8.734
Lettland	802	120	96	64	16	289
Litauen	1.272	191	153	102	25	458
Luxemburg	358	79	4	43	14	161
Malta	283	68	28	11	11	82
Niederlande	8.848	2.300	1.681	354	354	3.097
Polen	11.654	1.165	1.165	1.398	932	4.429
Portugal	4.759	999	523	333	190	1.618
Rumänien	5.136	565	154	565	257	2.363
Slowakei	1.890	246	132	151	57	718
Slowenien	963	221	144	116	10	193
Spanien	20.585	4.323	2.470	1.647	823	10.087
Schweden	4.393	1.494	88	483	88	1.494
Großbritannien	31.683	5.703	2.218	2.218	2.535	12.990
<b>EU 28</b>	<b>246.247</b>	<b>58.094</b>	<b>27.850</b>	<b>23.195</b>	<b>11.104</b>	<b>78.026</b>

\*2014

Tabelle 21: Zusammensetzung und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der EU für 2016

Zusammensetzung und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der EU für 2016						
Anfallsmenge [kt/a]	Zusammensetzung [%]					
	PPK	Kunstst.	Glas	Metall	Organik	Rest
246.296	24	11	9	5	32	19
	Wertstoffpotenzial [kt/a]					
	PPK	Kunstst.	Glas	Metall	Organik	
	<b>58.094</b>	<b>27.850</b>	<b>23.195</b>	<b>11.104</b>	<b>78.026</b>	

### 3.3 Verifizierung der Methode

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der alternativen Berechnungen für Österreich, Kroatien und Spanien dargestellt. Durch den Vergleich dieser Daten mit jenen aus Kapitel 3.2 ergibt sich eine punktuelle Plausibilitätsprüfung. An dieser Stelle soll nochmals erwähnt werden, dass primär die Übereinstimmung hinsichtlich der Größenordnungen im Vordergrund steht.

#### Österreich

In Tabelle 22 sind die Wertstoffpotenziale auf Basis BAWP/STB aufgezeigt. Zusätzlich dazu erfolgt eine grafische Darstellung in Abbildung 21. Dabei sind die Werte aus Kapitel 3.2 als 100-Prozent-Marke integriert und die Vergleichswerte in Relation dazu dargestellt.

Tabelle 22: Wertstoffpotenzial im österreichischen Siedlungsabfall laut BAWP/STB

Wertstoffpotenzial im österreichischen Siedlungsabfall laut BAWP/STB					
Jahr	Wertstoffpotenzial [kt/a]				
	PPK	Kunststoff	Glas	Metall	Organik
2004	779,2	288,9	271,7	179,8	2.553,5
2006	838,3	296,0	278,8	166,9	2.690,5
2009	883,0	309,2	283,0	165,6	1.918,6
2012	814,3	412,7	287,2	183,7	2.116,9
2015	869,3	375,9	297,3	194,1	1.822,5

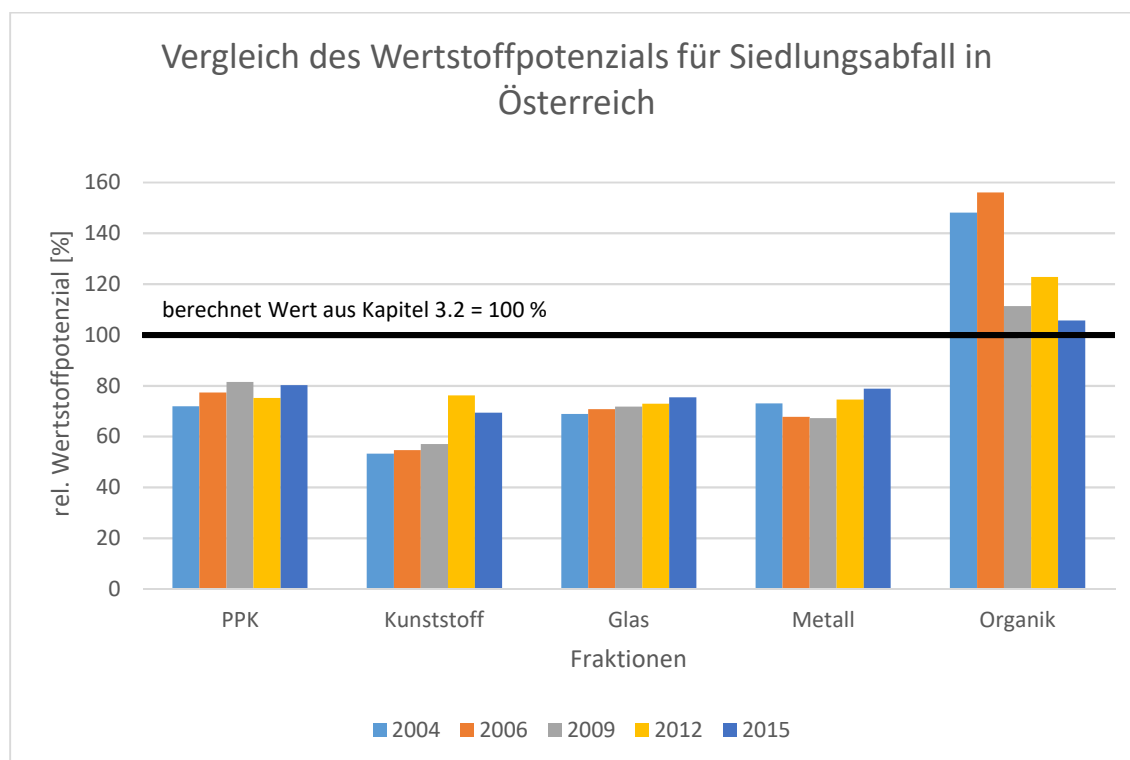


Abbildung 21: Vergleich des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfall in Österreich



Der zeitliche Verlauf des Wertstoffpotenzials zeigt grundsätzlich eine leichte Zunahme der Fraktionen PPK, Kunststoff, Glas und Metall über die Jahre hinweg. Bei der Fraktion Organik ist ein Sprung zwischen STB 2007 und BAWP 2011 zu erkennen. Dieser ist auf zwei Ursachen zurückzuführen. Einerseits enthalten die Restmüllzusammensetzungen bis 2007 keine separat ausgewiesene Feinfraktion. Oftmals wurde diese zwar abgetrennt, im Endeffekt aber der Organikfraktion zugewiesen, was zu einem erhöhten Wert führt. Weiters ist der Wert für Abfälle von Grünflächen nach 2007 deutlich geringer (Reduktion um über 40 %). Dies ist auf eine neue und verbesserte Berechnungsmethode zurückzuführen. Somit kann allgemein gesagt werden, dass die aktuelleren Werte (ab 2011) ein besseres Bild der tatsächlichen Situation liefern.

Der Vergleich der aktuellsten Werte mit jenen aus Kapitel 3.2 zeigt Abweichungen im Bereich von 10 bis 25 Prozent. Dabei ist einzig der Wert für Organik über dem Referenzwert, alle anderen Werte liegen darunter. Eine potenzielle Ursache könnte die Zusammensetzung aus Kapitel 3.2 sein. Sollten bei deren Erstellung/Berechnung nur Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen (Restmüll und getrennt gesammelte Mengen) berücksichtigt worden sein, würde es auf Grund des fehlenden Anteils an öffentlichen Grünabfällen, welcher der Organikfraktion zugerechnet wird, zu einer Unterrepräsentation dieser Fraktion und einer Überrepräsentation der anderen Fraktionen in der Zusammensetzung kommen.

### **Kroatien**

In Abbildung 22 sind die mit der Methode in Kapitel 3.1 berechneten Werte mit den Vergleichswerten (basierend auf dem WMP) dargestellt. Die Werte für PPK und Kunststoff sind höher als die ursprünglich berechneten, während das Potenzial für Glas, Metall und Organik geringer ausfällt. Die vorhandenen Abweichungen sind doch recht groß und liegen in manchen Bereichen bei fast 60 %, wenn der Ursprungswert als Referenz (= 100 %) gesehen wird.

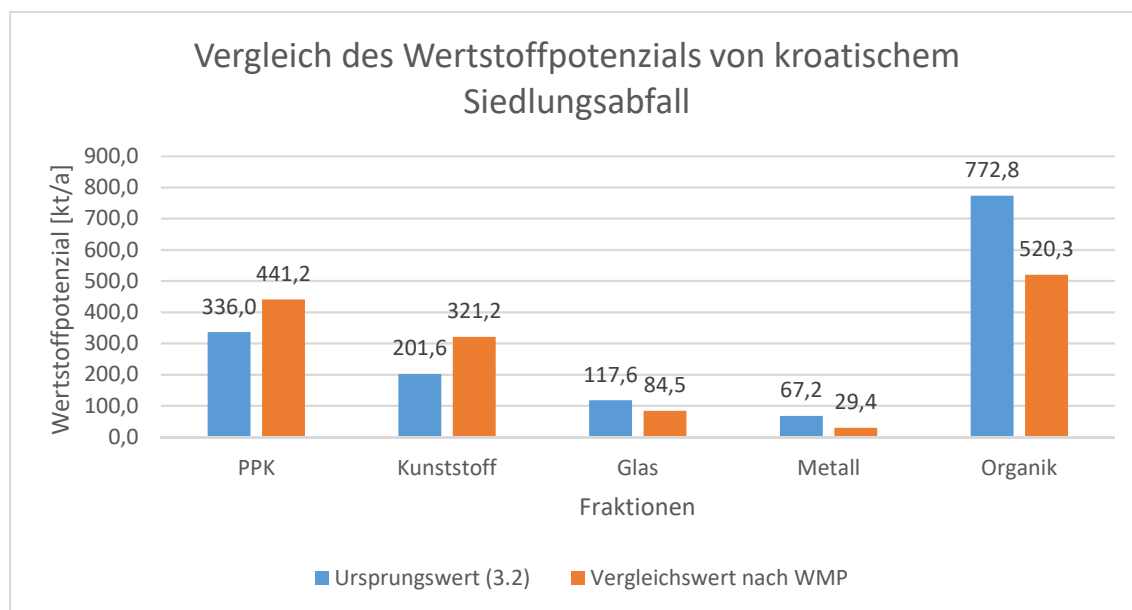


Abbildung 22: Vergleich des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfall in Kroatien

**Spanien**

In Abbildung 23 sind die Vergleichswerte für das Wertstoffpotenzial nach den verschiedenen Erhebungsmethoden dargestellt. Das ursprünglich berechnete Potenzial ist dabei als Referenzwert bei 100 % eingetragen, die anderen Werte sind dazu in Relation gesetzt.

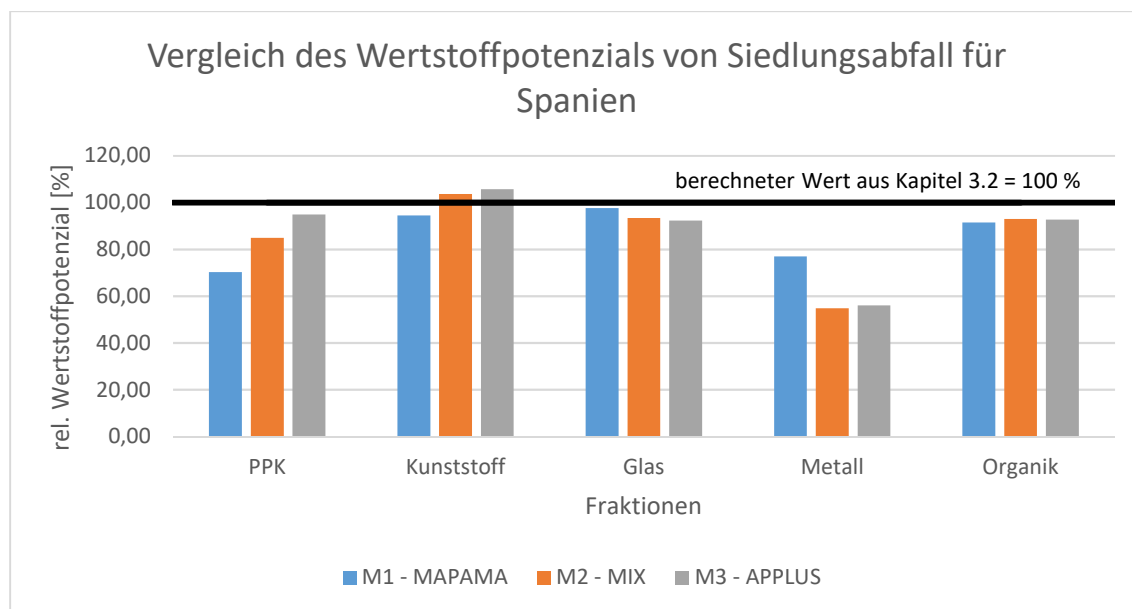


Abbildung 23: Vergleich des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfall in Spanien

Vergleicht man die einzelnen Vergleichswerte untereinander, so sind vor allem bei den Fraktionen PPK und Metall deutliche Unterschiede erkennbar. Diese sind auf die Datenquellen und die verschiedenen Rahmenbedingungen zurückzuführen. Ein Unterschied ist, dass die eingesetzte Restmüllzusammensetzung aus M1 auf trockenes Material, die Analysen bei M2

und M3 hingegen auf feuchtes Material bezogen sind. Da Papier und Karton dazu neigen eine relativ große Menge an Feuchtigkeit aufzunehmen, ist ersichtlich, wieso der trockene Wert aus M1 unter den zwei anderen liegt. Dieser Unterschied ist, in abgeschwächter Form, auch bei der Kunststofffraktion ersichtlich. Bei den Metallen ist die Differenz durch das Thema Verpackung/Nichtverpackung erklärbar. Bei M2 bzw. M3 werden lediglich Metallverpackungen erfasst. Bei M1 werden in der Restmüllanalyse auch Metallnichtverpackungen erfasst und liefern somit eine höhere Menge (der getrennt gesammelte Anteil ist auch bei M1 nur auf Metallverpackungen bezogen). Derselbe Effekt ( $M1 > M2, M3$ ) ist in kleinerem Ausmaß auch bei der Glasfraktion erkennbar. Hier spielen die Nichtverpackungen allerdings nur eine untergeordnete Rolle und ergeben daher nur eine geringere Differenz.

Bei dem Vergleich der Werte aus Kapitel 3.2 mit den Vergleichswerten ist zum Großteil eine gute Übereinstimmung gegeben (v. a. bei Kunststoff, Glas und Organik). Die Diskrepanz im Bereich der Metalle ist wiederum durch die Berücksichtigung (bzw. Nichtberücksichtigung) der Nichtverpackungen zu erklären. Wie bereits erwähnt werden bei M2 und M3 keine Nichtverpackungen berücksichtigt und bei M1 lediglich jene im Restmüll, allerdings nicht jene bei den getrennt gesammelten Altstoffen. Gegenteilig dazu ist davon auszugehen, dass bei der Zusammensetzung aus Kapitel 3.2 Verpackungen sowie Nichtverpackungen im vollen Ausmaß berücksichtigt werden.

### **Zusammenfassung**

Die durchgeführten Vergleiche zeigen, dass die ursprünglich verwendete Methode brauchbare Ergebnisse liefert. Die Größenordnungen der Vergleichswerte stimmen in nahezu allen Fällen mit jenen aus Kapitel 3.2 überein. Für das im Rahmen dieser Arbeit verfolgte Ziel (Abschätzung des Potenzials) reicht die eingesetzte Methodik aus. Der erhebliche Schwachpunkt bleibt die fehlende Information bzgl. der genauen Datenherkunft inkl. des Untersuchungsumfangs. Dies beinhaltet die Frage, ob tatsächlich alle Siedlungsabfälle berücksichtigt wurden oder nur jene aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen.

Für eine weiterführende und genauere Betrachtung sollte daher eine ausführlichere Methode, wie bspw. die für Österreich gezeigte, eingesetzt werden. Dazu sind aber Informationen über die Anfallsmengen und Zusammensetzung an gemischten Siedlungsabfällen (Restmüll), die Mengen an getrennt gesammelten Altstoffen und weiteren relevanten Siedlungsabfällen wie öffentlichen Grünabfällen nötig.

## 4 Kurzfassung und Ausblick

Das Ziel dieser Arbeit war es, die Zusammensetzung und das Wertstoffpotenzial für Siedlungsabfälle innerhalb der EU darzustellen. Dabei wurde einerseits, über eigens durchgeführte Sortieranalysen, gemischter Siedlungsabfall an einem Deponiestandort in der Tschechischen Republik (T1) untersucht und andererseits auf rechnerischem Weg das Wertstoffpotenzial für Siedlungsabfall in der gesamten EU (T2) bestimmt.

Im Rahmen von T1 wurde zuerst die aktuelle abfallwirtschaftliche Situation in der Tschechischen Republik untersucht. Dabei zeigte sich, dass die nationalen rechtlichen Grundlagen mit jenen auf europäischer Ebene übereinstimmen. Die Ziele des nationalen WMP bezüglich getrennter Sammlung, Recycling und Deponierung von Siedlungsabfällen, decken sich mit jenen, die in den europäischen Gesetzestexten gefordert werden. Weiters war zu sehen, dass auch die reale Entwicklung bzgl. Siedlungsabfallbehandlung dem geforderten Trend (Reduktion der Deponierung sowie Steigerung von Recycling) entspricht. Laut Prognosen des WMP können alle zukünftigen Ziele erreicht werden. Ob dies tatsächlich der Fall sein wird, kann aus jetziger Sicht allerdings nicht beurteilt werden.

In einem weiteren Schritt wurde die Durchführung von Sortieranalysen anhand von Normen und Leitfäden untersucht und zusammengefasst und daraus die zentralen Punkte hinsichtlich Versuchsplanung und -durchführung für die eigenen Analysen abgeleitet. Bei diesen Betrachtungen zeigte sich, dass für die verschiedenen Schritte der Untersuchung – Festlegung der Schichten, Festlegung der Zugriffsebene, Definition der Sortierfraktionen, statistische Auswertung, etc. – keine einheitlichen Regeln existieren, sondern je nach Zielsetzung und vorhandenen Mitteln (zeitlich sowie finanziell) eine Vielzahl an verschiedenen Ansätzen verfolgt wird. Dies erschwert in weiterer Folge auch die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Sortieranalysen.

Im Rahmen der eigenen Analysen wurde lediglich eine saisonale Schichtung (Heiz- und Nichtheizperiode) vorgenommen. Weitere Schichtungen wurden auf Grund der Zugriffsebene und zeitlichen Gründen nicht durchgeführt. Für jede Periode wurden dabei zwei qualifizierte Stichproben (QSTP) gezogen und separat untersucht. Für jede QSTP wurde dabei die Zusammensetzung bestimmt (vgl. Abbildungen 9, 10, 12 und 13) und in weiterer Folge der Heizwert mittels einer theoretischen Berechnung abgeschätzt. Dieser bewegt sich bei allen vier QSTP im Bereich von 8.500 bis 9.500 kJ/kg OS. Durch die geringe Probenanzahl war eine statistische Betrachtung der Ergebnisse nicht sinnvoll und wurde daher nicht realisiert.

Ein Vergleich der Ergebnisse aus Heiz- und Nichtheizperiode zeigte lediglich kleine Unterschiede bzgl. der enthaltenen Wertstoffe. In der Nichtheizperiode war jedoch der Feinanteil deutlich reduziert. Dies kann auf fehlende Asche aus privaten Holzheizungen zurückgeführt werden. Der Vergleich mit Sortieranalysen aus der Tschechischen Republik und Österreich zeigte eine gute Übereinstimmung für die meisten Fraktionen, vor allem im Bereich der Wertstoffe. Bei diesen vergleichenden Betrachtungen ist allerdings zu beachten, dass teilweise Unterschiede in der Durchführung (Zugriffsebene, Zeitpunkt der Probenahme, Sortierfraktionen) gegeben waren, welche die Vergleichbarkeit einschränken.

Im Abschnitt T2 wurde die Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in der Europäischen Union beleuchtet. Da die Wertstoffe im Vordergrund standen, wurden die Fraktionen PPK, Kunststoffe, Glas, Metalle sowie Organik separat betrachtet. Alle anderen Fraktionen wurden in einer Restfraktion zusammengefasst. Ursprünglich wurde dabei versucht, die Zusammensetzung aus den getrennt gesammelten Mengen an Wertstoffen (Altstoffe, biogene Abfälle) und den Anteilen im gemischten Siedlungsabfall zu berechnen. Die dafür nötigen Informationen konnten allerdings weder aus den nationalen Abfallwirtschaftsplänen noch aus anderen Quellen erhoben werden. Daher wurde eine alternative Betrachtung auf Basis eines Berichts der Weltbank durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen beinhalteten die Zusammensetzung des Siedlungsabfalls und die jährliche Anfallsmenge an Wertstoffen in den einzelnen Mitgliedsstaaten (Tabelle 19 und 20) sowie der gesamten EU (Tabelle 21).

Zur Verifizierung der Methodik wurde für drei Länder (Österreich, Kroatien, Spanien), mit den entsprechend vorhandenen Daten, eine vergleichende Betrachtung durchgeführt. Dabei wurde das jährliche Wertstoffpotenzial über eine alternative Methode, welche grundsätzlich der ursprünglich angedachten (getrennt gesammelte Wertstoffe plus Anteile am gemischten Siedlungsabfall) entspricht, berechnet. Die Gegenüberstellung der Wertstoffpotenziale zeigte eine relativ gute Übereinstimmung in Bezug auf die Größenordnungen und war für diese Arbeit und das Ziel einer ersten groben Abschätzung ausreichend.

Für zukünftige Betrachtungen erscheinen vor allem zwei Punkte relevant:

- Vereinheitlichung der Methodik bei der Durchführung von (Restmüll-)Sortieranalysen sowie
- Erhebung und Bereitstellung belastbarer Daten bzgl. Menge und Zusammensetzung von Siedlungsabfällen.

Der erste Punkt spielt dabei sowohl für Unternehmen als auch für größere Einheiten, bspw. Städte, Regionen oder sogar Staaten eine bedeutende Rolle. Die Vereinheitlichung der Methodik würde eine bessere Vergleichbarkeit garantieren und somit die Qualität der gewonnenen Informationen erhöhen.

Umfangreiche Daten bzgl. Siedlungsabfälle sind vor allem für weiter gefasste Betrachtungen, z. B. auf nationaler oder europäischer Ebene, vonnöten. Dabei sollten zumindest die Mengen aller relevanten Abfallströme:

- gemischte Siedlungsabfälle (inkl. Zusammensetzung) aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen,
- getrennt gesammelte Altstoffe und biogene Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen sowie
- sonstige Abfälle aus dem Siedlungsbereich (bspw. kommunale Garten- und Parkabfälle)

erfasst werden.

Für Österreich sind diese Zahlen im Bundesabfallwirtschaftsplan vorhanden. Um das gesamte Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfällen auf europäischer Ebene zu erfassen, müssten aber auch die anderen Mitgliedsstaaten diese Daten erfassen und veröffentlichen. Hierbei ist

Eurostat bemüht, mit der Anleitung „Guidance on municipal waste data collection“ European Commission (2017) eine Harmonisierung der Daten zu erreichen.

## 5 Verzeichnisse

### 5.1 Literaturverzeichnis

- Amt der NÖ-Landesregierung, 2012. Niederösterreichische Restmüllanalyse und Detailanalyse der Feinfraktion 2010-2011.  
<http://www.noel.gv.at/noel/Abfall/Restmuellanalyse.pdf>. Accessed 3 January 2018.
- Applus, 2012. Plan piloto de caracterizacion de residuos urbanos de origen domiciliario.  
[http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Informe\\_final\\_resultados\\_Plan\\_Piloto\\_Caracterizaci%C3%B3n\\_tcm7-277256.pdf](http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Informe_final_resultados_Plan_Piloto_Caracterizaci%C3%B3n_tcm7-277256.pdf). Accessed 20 March 2018.
- ARGE Abfallanalyse Oberösterreich, 2014. Restabfallanalyse Oberösterreich 2013 im Auftrag des OÖ. Landesabfallverbandes.  
[http://www.umweltprofis.at/fileadmin/archiv/LAV/News/Restabfallanalyse\\_2013.pdf](http://www.umweltprofis.at/fileadmin/archiv/LAV/News/Restabfallanalyse_2013.pdf). Accessed 3 January 2018.
- Austrian Standards Institute, 2005. Sortieranalyse von Abfällen 13.030.10.
- Austrian Standards Institute, 2011. Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen 13.030.01.
- Avfall Sverige, 2013. Manual för Plockanalys av Hushållens Kärl- och Säckavfall.  
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/U2013-11.pdf>. Accessed 3 January 2013.
- Beigl, P., Happenhofer, A., Salhofer, S., 2017. Technische Anleitung für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Bipro, 2012. Country Factsheet Czech Republic (CZ).  
[http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/pdf/CZ%20factsheet\\_FINAL.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/pdf/CZ%20factsheet_FINAL.pdf). Accessed 5 January 2018.
- BMLFUW, 2006. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006.
- BMLFUW, 2007. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2007.
- BMLFUW, 2011. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011.
- BMLFUW, 2013. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2013.
- BMLFUW, 2017a. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017.
- BMLFUW, 2017b. Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen, Wien.
- Böhmer, S., Seidi, M., Stubenvoll, J., Zerz, H.-J., 2008. Waste to Energy in Malta: Scenarios for Implementation.  
[https://msdec.gov.mt/en/Documents/Downloads/08c\\_techreportwaste.pdf](https://msdec.gov.mt/en/Documents/Downloads/08c_techreportwaste.pdf). Accessed 16 March 2018.
- CZ MoE, 2001. Decree of the Ministry of Environment of the Czech Republic of October 17, 2001 on details of waste management.

- CZ MoE, 2005. Decree of 11th July 2005 on the conditions of depositing waste in landfills and its use on the surface of the ground and amendments to Decree no. /2001 Coll., on details of waste management.
- CZ MoE, 2008. Decree No 341/2008 Coll., on the details of the management of biodegradable waste.
- Dahlen, L., Lagerkvist, A., 2008. Methods for household waste composition studies. *Waste Management* 28, 1100–1112.
- Deutsches Institut für Normung, 1997. Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes.
- Deutsches Institut für Normung, 2000. Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe - Bestimmung des Brennwertes mit dem Bomben-Kalorimeter und Berechnung des Heizwertes - Teil 1: Allgemeine Angaben, Grundgeräte, Grundverfahren.
- Deutsches Institut für Normung, 2007. Charakterisierung von Abfällen - Berechnung der Trockenmasse durch Bestimmung des Trockenrückstandes oder des Wassergehaltes.
- Dolezalova, M., Benesova, L., Zavodska, A., 2013. The changing character of household waste in the Czech Republic between 1999 and 2009 as a function of home heating methods. *Waste Management* 33, 1950–1957.
- Edjabou, M.E., Jensen, M.B., Götze, R., Pivnenko Konstantyn, Petersen, C., Scheutz Charlotte, Astrup, T.F., 2015. Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. *Waste Management* 36, 12–23.
- EEA, 2016a. Country fact sheet municipal waste management Austria.  
[http://wmge.eionet.europa.eu/sites/etc-wmge.vito.be/files/Austria\\_MSW\\_2016.pdf](http://wmge.eionet.europa.eu/sites/etc-wmge.vito.be/files/Austria_MSW_2016.pdf). Accessed 5 January 2018.
- EEA, 2016b. Country fact sheet Municipal waste management Czech Republic.  
[http://wmge.eionet.europa.eu/sites/etc-wmge.vito.be/files/Czech\\_Republic\\_MSW\\_2016.pdf](http://wmge.eionet.europa.eu/sites/etc-wmge.vito.be/files/Czech_Republic_MSW_2016.pdf). Accessed 5 January 2018.
- epthinktank, 2016. Municipal Waste Treatment Methods And Waste Per Capita In The EU-28 (2014). <https://epthinktank.eu/2017/05/29/circular-economy-package-four-legislative-proposals-on-waste-eu-legislation-in-progress/municipal-waste-treatment-methods-and-waste-per-capita-in-the-eu-28-2014/>. Accessed 8 January 2018.
- Ennomia, 2015a. Final Implementation Report for the Directive 1999/31/EC on the Landfill of Waste.
- Ennomia, 2015b. Final Implementation Report for the Directive 2008/98/EC on Waste.
- Europäische Union, 1999. Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien.
- Europäische Union, 2008. Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien: AbfRRL.
- Europäische Union, 2018a. Richtlinie (EU) 2018/850 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien.
- Europäische Union, 2018b. Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle.



- Europäische Union, 2018c. Richtlinie (EU) 2018/852 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle.
- European Commission, 2004. Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool). <https://www.wien.gv.at/meu/fdb/pdf/swa-tool-759-ma48.pdf>.
- European Commission, 2017. Guidance on municipal waste data collection.
- Eurostat, 2018. Municipal waste by waste management operations. [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_wasmun&lang=en](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasmun&lang=en). Accessed 9 September 2018.
- Felsenstein, K., Spangl, B., 2017. Richtlinien für die statistische Auswertung von Sortieranalysen und Stückgewichtanalysen.
- Gomiscek, T., 2013. Biodegradable waste management in Slovenia. [http://www.moew.government.bg/static/media/ups/tiny/file/Waste/Biowaste/MOEWEKNIS WA/EN/P17\\_Tanja\\_Gomiscek\\_Slovenia\\_13040227\\_eng\\_13slides\\_1MB.pdf](http://www.moew.government.bg/static/media/ups/tiny/file/Waste/Biowaste/MOEWEKNIS WA/EN/P17_Tanja_Gomiscek_Slovenia_13040227_eng_13slides_1MB.pdf). Accessed 16 March 2018.
- Gov. of the Rep. of Croatia, 2017. Waste Management Plan of the Republic of Croatia for the period 2017-2022, Zagreb. [http://www.mzoip.hr/doc/management\\_plan\\_of\\_the\\_republic\\_of\\_croatia\\_for\\_the\\_period\\_2017-2022.pdf](http://www.mzoip.hr/doc/management_plan_of_the_republic_of_croatia_for_the_period_2017-2022.pdf). Accessed 20 March 2018.
- Hodecek, P., 2016. Umweltrecht - internationales Abfallrecht: LV Nr. 515.035 WS 2016/2017. Montanuniversität Leoben, 2016, Leoben.
- Hornweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a Waste - A global review of solid waste management. The World Bank.
- IUT, SDAG, 2014. Sortieranalysen für Restmüll aus der Steiermark - Endbericht. [http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/10168259\\_4336659/d8cfd42f/Endbericht\\_RM-Analysen\\_2012-2013\\_Steiermark\\_vom\\_2014-02-20.pdf](http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/10168259_4336659/d8cfd42f/Endbericht_RM-Analysen_2012-2013_Steiermark_vom_2014-02-20.pdf). Accessed 3 January 2018.
- Karak, T., Bhagat, R.M., Bhattacharyya, P., 2012. Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42 (15), 1509–1630. 10.1080/10643389.2011.569871.
- Manhart, J., 2017a. Progress on Implementing an Advanced Waste Management System in the Czech Republic, in: Thomé-Kozmiensky, K.J., Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, E., Winter, F., Juchelková, D. (Eds.), *Waste Management*, vol. 7. TK, Neuruppin, pp. 111–120.
- Manhart, J., 2017b. Progress on implementing an advanced waste management system in the Czech Republic, 18 September 2017, Wien.
- MAPAMA, 2016. PEMAR 2016-2022: Plan estatal marco de gestion de residuos. [http://origin.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae\\_tcm7-401704.pdf](http://origin.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae_tcm7-401704.pdf). Accessed 20 March 2018.
- Marb, C., Przybilla, I., Weigand, H., 2005. Zusammensetzung und Schadstoffe von Restmüll aus Haushalten: Teil I: Methodischer Ansatz. *Müll und Abfall* (9), 472–479.

- Mrackova, M., 2014. Waste Management in the Czech Republic. SOSEXPO, 2014, Warschau.
- Obersteiner, G., Schneider, F., 2006. NÖ Restmüllanalyse 2005/06, Wien.
- Parliament of the Czech Republic, 2001. Act no. 185/2001 Coll., on Waste and the Amendment of Some Other Acts.
- Partiff, J., Griffiths, P., Reid, T., 2015. Guidance on the Methodology for Waste Composition Analysis.  
[http://www.zerowastescotland.org.uk/sites/default/files/WCAMethodology\\_Jun15.pdf](http://www.zerowastescotland.org.uk/sites/default/files/WCAMethodology_Jun15.pdf).  
 Accessed 3 January 2018.
- Rumpold, 2017. Informationen über angelieferte und abgelagerte Mengen an den Deponiestandorten der Firma Rumpold in Tschechien. E-Mail.
- Rumpold, 2018. Homepage. <https://www.rumpold.cz/cs/home/?> Accessed 9 June 2018.
- Sahimaa, O., Hupponen, M., Horttanainen, M., Sorvari, J., 2015. Method for residual household waste composition studies. Waste Management 46, 3–14.
- Schneider, F., 2012. Sortierung von Restmüll aus Haushalten in der Region Vysočina mit Schwerpunkt auf Lebensmitteln. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- Stadt Wien, 2009. Leistungsbericht 2009 der MA 48.  
<https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/service/publikationen/pdf/leistungsbericht-ma48-2009.pdf>. Accessed 1 February 2018.
- WMP, 2014. Waste Management Plan of the Czech Republic for the period 2015 - 2024.  
[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/plan\\_odpadoveho\\_hospodarstvi\\_aj/\\$FILE/ODP-WMP\\_CZ\\_translation-20151008.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/plan_odpadoveho_hospodarstvi_aj/$FILE/ODP-WMP_CZ_translation-20151008.pdf). Accessed 6 January 2018.

## 5.2 Abkürzungsverzeichnis

A	Jahr
AbfRRL	(europäische) Abfallrahmenrichtlinie
AT4	Atmungsaktivität nach 4 Tagen
BAWP	Bundesabfallwirtschaftsplan
bspw.	beispielsweise
bzgl.	bezüglich
Bzw	beziehungsweise
ca.	circa
CZ MoE	Czech Ministry of Environment
CZE	Tschechische Republik
EAG	Elektroaltgeräte
EP	Einzelstichprobe
etc.	et cetera
EW	Einwohner
gef.	gefährlich
ggf.	gegebenenfalls

GS21	Gasspendensumme 21 Tage
inkl.	inklusive
Kg	Kilogramm
L	Liter
Mio.	Million
n.g.	nicht gefährlich
NVP	Nichtverpackung
OS	Originalsubstanz
PPK	Papier, Pappe, Karton
QSTP	Qualifizierte Stichprobe
RM	Restmüll
SPE	Stichprobeneinheit
STB	Statusbericht der österreichischen Abfallwirtschaft
therm.	thermisch
tr.	trocken
TS	Trockensubstanz
VP	Verpackung
WG	Wassergehalt
WMP	Waste Management Plan
z. B.	zum Beispiel

### 5.3 Tabellen

Tabelle 1: Ziele und Vorgaben der tschechischen Abfallwirtschaft laut WMP (2014).....	8
Tabelle 2: Aufkommen an Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik 2009 - 2016.....	9
Tabelle 3: Behandlung von Siedlungsabfällen 2014 – Tschechische Republik, Österreich und EU-Schnitt.....	11
Tabelle 4: Deponierter Anteil an biologisch abbaubarem Siedlungsabfall in der Tschechischen Republik.....	11
Tabelle 5: Angelieferte und abgelagerten Mengen von nicht gefährlichen Abfällen auf den Deponien von Rumpold.....	13
Tabelle 6: Fehler bei der Probenahme im Restmüllbereich (Dahlen & Lagerkvist, 2008).....	19
Tabelle 7: Hauptstoffgruppen für Restmüll-Sortieranalysen nach ÖNORM S 2097.....	25
Tabelle 8: Vergleich der Hauptfraktionen verschiedener Restmüll-Sortieranalysen.....	26
Tabelle 9: Grundlegende Parameter der Sortieranalyse.....	33
Tabelle 10: Zusammensetzung des Restmülls am Standort Vodňany - Heizperiode.....	42
Tabelle 11: Zusammensetzung des Restmülls am Standort Vodňany - Nichtheizperiode.....	45
Tabelle 12: Berechnung des Heizwertes für Restmüll H1.....	48

Tabelle 13: Berechnung des Heizwertes für Restmüll H2 .....	49
Tabelle 14: Berechnung des Heizwertes für Restmüll N1 .....	49
Tabelle 15: Berechnung des Heizwertes für Restmüll N2 .....	50
Tabelle 16: Laborparameter für die abgesiebte Restmüll-Feinfraktion H1 .....	50
Tabelle 17: Laborparameter für die abgesiebten Restmüll-Feinfraktionen N1 und N2 .....	51
Tabelle 18: Zusammensetzung, Wassergehalt und Heizwert der Gewerbemüllprobe .....	51
Tabelle 19: Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in den EU-Mitgliedsstaaten laut Quellen aus Kapitel 3.1.2.....	61
Tabelle 20: Anfallsmengen und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der EU für 2016 ..	62
Tabelle 21: Zusammensetzung und Wertstoffpotenzial von Siedlungsabfall in der EU für 2016 .....	62
Tabelle 22: Wertstoffpotenzial im österreichischen Siedlungsabfall laut BAWP/STB .....	63

## 5.4 Abbildungen

Abbildung 1: Behandlung von Siedlungsabfällen in CZ 2009 – 2015 (Manhart, 2017b).....	10
Abbildung 2: Prognose der Behandlung für Siedlungsabfälle 2016 - 2024 laut WMP (2014)	10
Abbildung 3: Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen nach Beigl et al. (2017).....	15
Abbildung 4: Zugriffsebenen für Sortieranalysen in Anlehnung an Beigl et al. (2017), Marb et al. (2005) und Sahimaa et al. (2015).....	20
Abbildung 5: Ablauf einer Analyseauswertung nach Austrian Standards Institute (2005).....	29
Abbildung 6: Schematische Darstellung der Probenahme für kommunalen Restmüll .....	37
Abbildung 7: Ablauf der Sortierung für kommunalen Restmüll .....	38
Abbildung 8: Heizwertabschätzung nach Obersteiner & Schneider (2006) .....	41
Abbildung 9: Zusammensetzung der Restmüllprobe H1 .....	43
Abbildung 10: Zusammensetzung der Restmüllprobe H2 .....	43
Abbildung 11: Vergleich der Restmüllproben H1 und H2 .....	44
Abbildung 12: Zusammensetzung der Restmüllprobe N1 .....	45
Abbildung 13: Zusammensetzung der Restmüllprobe N2 .....	46
Abbildung 14: Vergleich der Restmüllproben N1 und N2 .....	46
Abbildung 15: Vergleich der Restmüllzusammensetzung Heizperiode/Nichtheizperiode .....	47
Abbildung 16: Zusammensetzung Gewerbeabfall.....	52
Abbildung 17: Vergleich tschechischer Sortieranalysen.....	53
Abbildung 18: Vergleich RM-Sortieranalysen (Heizperiode): Vodňany-Österreich .....	54

Abbildung 19: Vergleich RM-Sortieranalysen (Nichtheizperiode): Vodňany-Österreich.....	54
Abbildung 20: Zusammensetzung von Siedlungsabfällen in der EU .....	60
Abbildung 21: Vergleich des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfall in Österreich.....	63
Abbildung 22: Vergleich des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfall in Kroatien .....	65
Abbildung 23: Vergleich des Wertstoffpotenzials für Siedlungsabfall in Spanien .....	65

## 5.5 Formelverzeichnis

Formel 1: Faktor zur Einberechnung großer Einzelteile im Rahmen der Sortieranalyse.....	25
Formel 2: Mindestmenge für Einzelstichproben laut Austrian Standards Institute (2011).....	35

# Anhänge

## Anhang 1

### Zieldefinition bei Sortieranalysen

#### Beispiel 1

#### Definition einer Untersuchungsfrage

Zur Abschätzung des Vermeidungspotentials von Lebensmittelabfällen sind die Fraktionsanteile von verschiedenen sozioökonomischen Schichten mit städtischer oder ländlicher Struktur zu vergleichen. Als zu untersuchende Leitfraktion werden dazu vermeidbare bzw. teilweise vermeidbare Lebensmittelabfälle ausgewählt.

Ausgangspunkt ist der Vergleich der betreffenden Schichten bei der vorhergehenden Restmüll-Sortieranalyse, der signifikante Unterschiede zwischen den Schichten im Bereich zwischen 4 - 6 Prozentpunkten<sup>7</sup> ergeben hat.

Das Untersuchungsziel ist sowohl ein aktualisierter Vergleich zwischen den Schichten, sowie ein Vergleich dieser Schichten mit der letzten Untersuchung.

Unter Berücksichtigung der bisherigen Unterschiede zwischen den Schichten wird die erforderliche Genauigkeit mit 2% für einzelne Schichten festgelegt.

Weitere Untersuchungsfragen zu dieser Abfallfraktion können eine Abschätzung auf Landesebene mit höherer Genauigkeit oder einen Vergleich nach Sammelsystemen (v.a. bzgl. Anschlussgrad/Verfügbarkeit von Biotonnen) umfassen.

Beispiel für eine konkrete Untersuchungsfrage nach Beigl et al. (2017)

Beispiel 2  
Katalog mit Untersuchungsfragen

Tab. 1 zeigt einen beispielhaften Katalog mit Untersuchungsfragen.

Tab. 1: Katalog mit Untersuchungsfragen

Lfd.		1	2	3	4	5
Titel (kurz)		Verpackungen (Bezirke)	Lebensmittelabfälle (Land)	Gefährliche Fraktionen (Land)	Biogene Abfälle (Land)	LVP-Anhaftungen
Leitfraktion (X) bzw. Nebenfraktionen (o)	Biogene Abf.				X	
	Lebensmittelabfälle		X			
	Leichtverpackungen	X				
	Papier/Karton-Verp.	o				
	Glas-Verp.	o				
	Metall-Verp.	o				
	Problemstoffe			X		
	Elektroaltgeräte			X		
	Batterien			X		
Anhaftungen					X	
Grund- und Teil-gesamtheiten	Grundgesamtheit	Land	Land	Land	Land	LVP-Fraktion (Bund)
	Teilgesamtheiten (ggf. zu vergleichen)	Bezirke	-	-	Sammelsystem (Biotonnenanschluss)	Land
Erwartete Unterschiede	Differenz laut Schätzung (Masse-%)	bis zu 5%	bis 2%	bis 0,5%	bis zu 5%	-
	Regionaler Bezug	Bezirke			Sammelregionen	
	Chronologischer Bezug		Letzte RMA	Letzte RMA		
Zwischen-ergebnis	Erforderliche Genauigkeit (Schwankungsbreite)	≤4%	ca. 1%	ca. 0,5%	ca. 2%	ca. 5%
	Priorität	Hoch	Mittel	Mittel	Mittel	Mittel

Katalog für Untersuchungsfragen nach Beigl et al. (2017)



## Anhang 2

### Beispiele für Sortierkataloge

**Table 2**  
The waste fractions list showing three different levels (Level I, Level II, and Level III).

Level I	Level II	Level III
1-Food waste	1.1 Vegetable food waste 1.2 Animal-derived food waste	1.i.1 Avoidable-processed food waste 1.i.2 Avoidable-unprocessed food waste 1.i.3 Unavoidable food waste
2-Gardening waste	2.1 Dead animal and animal excrements (excluding cat litter) 2.2 Garden waste	2.1.1 Dead animals 2.1.2 Animal excrement bags from animal excrement 2.2.1 Humid soil 2.2.2 Plant material 2.2.3 Woody plant material 2.2.4 Animal straw
3-Paper	3.1 Advertisements 3.2 Books & booklets 3.3 Magazines & Journals 3.4 Newspapers 3.5 Office paper 3.6 Phonebooks 3.7 Miscellaneous paper	3.7.1 Envelopes 3.7.2 Kraft paper 3.7.3 Other paper 3.7.4 Receipts 3.7.5 Self-adhesives 3.7.6 Tissue paper 3.7.7 Wrapping paper
4-Board	4.1 Corrugated boxes 4.2 Folding boxes 4.3 Cartons/plates/cups 4.4 Miscellaneous board	4.4.1 Beverage cartons 4.4.2 Paper plates & cups 4.4.3 Cards & labels 4.4.4 Egg boxes & alike 4.4.5 Other board 4.4.6 Tubes
5-Plastic	5.1 Packaging plastic 5.2 Non-packaging plastic 5.3 Plastic film	5.i.1 PET/PETE <sup>a</sup> 5.i.2 HDPE <sup>b</sup> 5.i.3 PVC/V <sup>c</sup> 5.i.4 LDPE/LLDPE <sup>d</sup> 5.i.5 PP <sup>e</sup> 5.i.6 PS <sup>f</sup> 5.i.7 Other plastic resins labelled with [1–19] and ABS <sup>g</sup> 5.i.8 Unidentified plastic resin 5.3.1 Pure plastic film 5.3.2 Composite plastic + metal coating
6-Metal	6.1 Metal packaging containers 6.2 Non-packaging metals 6.3 Aluminium wrapping foil	6.i.1 Ferrous 6.i.2 Non-ferrous
7-Glass	7.1 Packaging container glass 7.2 Table and kitchen ware glass 7.3 Other/special glass	7.i.1 Clear 7.i.2 Brown 7.i.3 Green
8-Miscellaneous combustibles	8.1 Composites, human hygiene waste (diapers, tampons, condoms, etc.) 8.2 Textiles, leather and rubber 8.3 Vacuum cleaner bags 8.4 Untreated wood 8.5 Other combustible waste	8.1.1 Diapers  8.1.2 Tampons 8.1.1 Condoms 8.2.1 Textiles 8.2.2 Leather 8.2.3 Rubber
9-Inert	9.1 Ashes from households 9.2 Cat litter 9.3 Ceramics, gravel 9.4 Stones and sand 9.5 Household constructions & demolition waste	–
10-Special waste	10.1 Single Batteries/non-device specific Batteries 10.2 WEEE 10.3 Other household hazardous waste	10.2.1 Large household appliances 10.2.2 Small household appliances 10.2.3 IT and telecommunication equipment 10.2.4 Consumer equipment and photovoltaic panels 10.2.5 Lighting equipment 10.2.6 Electrical and electronic tool (no large-scale stationary tools) 10.2.7 Toys, leisure and sports equipment 10.2.8 Medical devices (except implanted and infected products) 10.2.9 Monitoring and control instruments 10.2.10 Automatic dispensers

Sortierfraktionen nach Edjabou et al. (2015)



**Table 4**  
Classification of fractions for household waste composition studies.

Level 1	Level 2	Level 3
1. Biowaste	1.1 Kitchen waste	1.2.1 Sticks and branches 1.2.2 Other garden waste
	1.2 Garden waste	
2. Paper	1.3 Other biowaste	2.2.1 Producer responsibility paper 2.2.2 Other non-packaging paper
	2.1 Paper packaging	
3. Paperboard and cardboard	2.2 Non-packaging paper	3.1.1 Aluminum-layered paperboard packaging 3.1.2 Other paperboard packaging
	3.1 Paperboard packaging	
4. Wood	3.2 Cardboard packaging	4.3.1 Construction and demolition wood 4.3.2 Other untreated non-packaging wood
	3.3 Non-packaging paperboard and cardboard	
5. Plastic	4.1 Wood packaging	5.1.1 Dense plastic packaging 5.1.2 Plastic film packaging 5.2.1 Non-packaging dense plastic 5.2.2 Non-packaging plastic film
	4.2 Treated wood <sup>a</sup>	
6. Glass	4.3 Untreated non-packaging wood	7.1.1 Aluminum packaging 7.1.2 Other metal packaging
	5.1 Plastic packaging	
7. Metal	5.2 Non-packaging plastic	8.2.1 Clothes 8.2.2 Other textiles
	6.1 Glass packaging	
8. Textiles, shoes and bags	6.2 Non-packaging glass	9.1.1 Fluorescent tubes, low energy and LED light bulbs <sup>a</sup> 9.1.2 Other WEEE
	7.1 Metal packaging	
9. WEEE and batteries	7.2 Non-packaging metal	11.3.1 Other combustible waste 11.3.2 Rubble 11.3.3 Other non-combustible waste
	8.1 Shoes and bags	
10. Hazardous chemicals <sup>a</sup>	8.2 Textiles	
	9.1 WEEE	
11. Miscellaneous waste	9.2 Small batteries <sup>a</sup>	
	9.3 Automotive accumulators <sup>a</sup>	

Sortierfraktionen nach Sahimaa et al. (2015)

Hauptgruppe	Untergruppe 1	Untergruppe 2	Untergruppe 3	Untergruppe 4	Beispiele
<b>Biogene Abfälle</b>	Organik (inkl. nicht vermeidbare Lebensmittelabfälle)	Organik Garten	Baum-, Strauchschnitt		Äste, Zweige
			Laub, Rasenschnitt		Laub, Gras Heu
			Sonst. Gartenabfälle		Fallobst, Unkraut, Gartenpflanzen
		Organik HH	Küchenabfälle inkl. Zubereitungsreste		Obst- und Gemüseschalen, Radieschenblätter, Kaffeesud inkl. Filter, Teebeutel, Eierschalen, Knochen, stark mit LM verschmutztes Küchenpapier und Pappteller, Altseiseöl
			Sonstige Organik HH		Kleintierstreu (nicht mineralisch), Schnittblumen, Zimmerpflanzen (ohne Topf), Blumenerde
			Lebensmittel verpackt (in OriginalVP)	LM ganz original verpackt	
	Vermeidbare bzw. teilweise vermeidbare Lebensmittelabfälle	Lebensmittel verpackt (in OriginalVP)	LM angebrochen in OriginalVP		halbvolle Packungen (bzw. mehr als 10% Produktrest) - nur Inhalte, Verpackung zählt zur jeweiligen Verpackungsfraktion
			Lebensmittel unverpackt bzw. ohne Originalverpackung	Lebensmittel ganz unverpackt	
		Lebensmittel unverpackt bzw. ohne Originalverpackung	LM angebrochen unverpackt inkl. Speisereste		gekochte Speisereste, angebissenes/angeschnittenes Obst und Gemüse, lose Teigwaren
			Getränke		Getränke(reste) - nur Inhalte, Verpackung zählt zur jeweiligen Verpackungsfraktion

<b>Papier Karton</b>	PPK VP	Papier			Einschlag-, Einwickelpapier und Packpapier, Papier-Tragetaschen, Papiersackerl (Gebäck, Obst), Verpackungsschleifen, Papierummantelungen von Kunststoffbechern, Anhängetiketten, Schokolade-Verpackungen aus Papier, Zigaretenschachtel
		Karton			Kartonschachteln (z.B. Schuhe, Waschmittelschachteln, Reis), Tiefkühlkartons, Pappteller, Rollenkerne für z.B. Kiopapier/Küchenrollen
		Wellpappe			Wellpappe(schachteln), Dosentrays aus Wellpappe
	PPK NVP	Druckerzeugnisse			Zeitungen, Werbeprospekte, Kataloge, Bücher, Straßenkarten, Kalender, Bedienungsanleitungen
		Sonstiges PPK			Briefe, Hefte, Kuverts, Einwegtischtücher, Bierdeckel, Kartonmappen, Puzzleteile, Papierboxen für Ordnungssysteme, Geschenkpapier, Papiertapeten, Rechnung
<b>Leichtverpackungen</b>	Kunststoffe VP	KS-VP Hohlkörper	KS-VP Getränke	Getränke-VP PET	Mineralwasse-, Limonadeflaschen, inkl. separat gefundene Verschlüsse
				Sonst. Getränke-VP	PS/PP-Flaschen
			Sonst. KS-VP Hohlkörper	Sonst. Flaschen	Milch-, Ketchup-, Essig-, Ölfaschen, Flaschen für Kosmetik- und Reinigungsmittel
				Sonst. Hohlkörper	Kanister, Tuben für Kosmetik- und Reinigungsmittel, Becher für Margarine- und Molkereiprodukte, kleine Blumentöpfe, Kunststoffassen, Obst-, Eisbehälter
		KS-VP Folien			Plastiksackerl für Lebensmittel, Schrumpf-, Stretch-, Wickelfolien, Tragetaschen, Knotenbeutel, Blumentrichter
		Sonstige KS-VP	EPS		
	andere KS-VP				Kunststoffnetze für Obst und Gemüse, Umreifungsbänder, Verpackungklebebänder, Einwegrasierer-Schutzkappen, Einweggeschirr und -besteck
	Sonstige Leicht-VP	Sonstige MV-VP			Metallbeschichtete Beutel (z.B. Kaffee, Katzenfutter), kaschierte Papiere für Butter und Margarine, Blisterverpackungen, Beutel für Fertigsuppen und Gewürze, Luftpolsterkuvert, Kartondosen mit Kunststoff- oder Metallboden

		Getränkverbundkarton			GVK für Milch, Saft, Limo, Eistee, Wein, pastöse Lebensmittel (z.B. Apfelmus, Paradeissoße) inkl. separat gefundene Verschlüsse
		Biogene VP			abbaubare Knotenbeutel, kompostierbare Obst-, Gemüseverpackungsfolien, Naturkorken, Stärke-Verpackungschips
		Textile VP			Jutesäcke, Stoffsäckchen für Schuhe, Reis
		Holz VP			Torten- Zigarren- Wein-, Käseschachteln, Holzsteigen, Holzwolle, Einweg-Esstäbchen, Einweg-Holzbesteck
		Keramik VP			Keramikflaschen, Pastetenschalen
<b>Glas</b>	Glas VP	Getränke GlasVP	Weißglas VP		Wein-, Spirituosenflaschen farblos
			Buntglas VP		Wein-, Bier-, Spirituosenflaschen bunt
		Sonstige GlasVP	Weißglas VP		Parfumflacons, Konservengläser, Kondensmilchflaschen
			Buntglas VP		Medizinfläschchen, Ölfaschen
	Glas NVP	Flachglas			Fensterglas, Glasplatten aus Möbeln / Küchengeräten (z.B. Ceranglas), Spiegelglas
	Sonst Glas NVP			Trinkgläser, Glasvasen, Glasgeschirr, Kerzen-, Grablichtgläsergläser abgebrannt (nur mehr Wachreste), Laborgläser	

<b>Metalle</b>	Metalle VP	Metall GetränkeVP	FE-GetränkeVP		FE-Getränkedosen, Kronenkorken
			NE-GetränkeVP		Alu-Getränkedosen, Getränkeschraubverschlüsse
		Metall sonstige VP.	FE sonstige VP		Konservendosen, leere Lack-, Farbdosen, Schraubdeckel, Putzerei Kleiderbügel
			NE sonstige VP		leere Spraydosen, Aludeckel, Katzenfutterschalen, Senf-, Majonnaisetuben, Einweg-Grilltassen
	Metalle NVP	sonstige FE-Metalle		Schrauben, Nägel, Bleche, Rohre, Beschläge, Metallwerkzeug(teil)e, Metallgeräte, Drähte, Besteck, Geschirr, Blechspielzeug, Fahrradteile	
		Sonstige NE-Metalle		Alugeschirr, Haushalts-Alufolie, Buntmetalle, Sanitärarmaturen, Teelichthüllen	
<b>Kunststoffe NVP</b>				Spielzeug, Schläuche, Baustyropor, Isolierschaum, Plastikgeschirr, Zahnbürsten, Einwegrasierer, Trinkhalme, Klarsichthüllen, Müllsäcke, große Blumentöpfe, CD(Hüllen), Abdeckplanen, Agrarfolien (Siloplanen, Silagefolien)	
<b>Holz NVP</b>				Lackiertes und beschichtetes Holz, Bretter, Gerüstteile, Holzspielzeug, Schnitzereien, Holzspieße, Eisstiele, (beschichtete) Pressspanplatten, Holzmöbel, Sägespäne	
<b>Hygieneartikel</b>		Hygienepapier			Papiertaschentücher, Papierservietten, Küchenrollen-Papier, Reinigungs-, Feuchttücher, Papierhandtücher
		Einwegwindeln			Baby-, Erwachsenenwindeln
		Sonstige Hygieneartikel			Damen-Hygieneartikel (Slipereinlagen, Binden, Tampons), Inkontinenz-einlagen, Wattestäbchen, Wattepad

<b>Textilien Schuhe</b>	Textilien	Kleidung, Wäsche	Reuse-fähig	Bekleidung, Lederbekleidung, Bett- und Tischwäsche, Handtücher
			nicht Reuse-fähig	verschmutzte, zerrissene Kleidung, verschlissene Bettwäsche
		Sonstige Textilien		Vorhänge, Decken, Stofftaschen, Teppiche
	Schuhe	-	Reuse-fähig	Schuhe Stiefel, Sandalen Reuse-fähig
nicht Reuse-fähig			Schuhe Stiefel, Sandalen Reuse-fähig	
<b>Elektroalt- geräte</b>		Elektrokleingeräte		Elektrogeräte mit Kantenlänge < 50cm (inkl. den enthaltenen Batterien bzw. Akkus), Verlängerungskabel, Kabelrolle, Gerätekabel, Ladegeräte
		Elektrogroßgeräte		Elektrogeräte mit Kantenlänge > 50cm, PCs, Waschmaschinen, Trockner, Klimageräte, Elektroherd
		Bildschirmgeräte		Flach-, Röhrenbildschirme, Laptop, Tablet-PC, LCD-Fotorahmen
		Kühl- und Gefriergeräte		Gefrierschränke und -truhen, Kühlschränke
		Lampen	Gasentladungslampen	
LED-Lampen			LED-Lampen mit standardisierter Fassung	
<b>Batterien inkl. Akkus</b>		Gerätebatterien		lose Konsumbatterien, Knopfzellen, (Handy)Akkus, Akkupacks
		Fahrzeugbatt.		Starterbatterien
		Industriebatt.		

<b>Problem- stoffe</b>				Medikamente, Farben, Lacke, Lösemittel, Säuren, Laugen, Motoröl, överschmutzte Abfälle, Ölfilter, nicht entleerte Spraydosen und Gaskartuschen, Feuerlöscher, Chemikalienreste, Putz- u. Reinigungsmittel(reste), Asbestprodukte
<b>Inertstoffe</b>		Bauschutt		Ziegel, Zement, Putz, Fliesen, Steine
		Sonstige Inertstoffe		Keramikgeschirr, Keramikvasen, Streusplitt, Kleintierstreu (mineralisch), Holz-, Koksasche
<b>Sonstige Abfälle</b>		Leder, Gummi		Ledergürtel, -taschen, Reifen ohne Felge, Fahrradschläuche, Gummidichtungen, Gummimatten
		MV- NVP		Spielzeug und Werkzeug aus verschiedenen Materialien, Stofftiere
		Andere		Reifen mit Felge, Haare, Federn, Kaffeekapsel aus Alu und Kunststoff (z.B. Nespresso-kapseln), Hundekotsackerl, Tierkadaver, Staubsaugerbeutel mit Inhalt, Zigarettenreste, Kerzen- und Wachsreste, Lichtschalter mechanisch, Wandsteckdose, Glühbirnen, Spritzen
<b>Sortierrest (nicht identifizier- bar)</b>				Kehricht

- VP = Verpackung
- NVP = Nichtverpackung
- PPK = Papier/Karton/Pappe/Wellpappe
- FE = Eisen
- NE = Nichteisen
- LM = Lebensmittel
- MV = Materialverbund

Sortierfraktionen nach Beigl et al. (2017)

## Anhang 3

### Sortierkatalog der selbst durchgeführten Sortieranalyse mit beispielhaften Bildern

# Papier, Pappe und Karton (PPK)

ENG: Paper and Cardboard

CZ: Papír a lepenka

### Beispiele:

- **Papierverpackungen:** Einwickelpapier, Papier-Tragetaschen, Papiertüten (Gebäck, Obst), Papierummantelungen von Bechern, Zigarettenschachteln
- **Karton- und Pappeverpackungen:** Kartonschachteln (z.B. Schuhkartons), Tiefkühlkartons, Wellpappe, Innenrollen von Toilettenpapier und Küchenpapier, Eierverpackungen
- **Druckerzeugnisse:** Zeitungen, Werbeprospekte, Kataloge, Bücher, Kalender
- **Sonstige PPK:** Hefte, Briefe, Kuverts, Zettel, Etiketten, Geschenkpapier, Papiertapeten, Bierdeckel, Papiermappen





# Glas

ENG: Glass

CZ: Sklo

## Beispiele:

- **Getränkeverpackungen:** Flaschen (Wasser, Wein, Bier, Spirituosen)
- **Sonstige Glasverpackungen:** Konservengläser (z.B. Gurken), Ölflaschen, Parfümflakons, Kondensmilchflaschen, Medizinfläschchen
- **Flachglas:** Fensterglas, Glasplatten aus Möbeln, Ceranglas, Spiegelglas
- **Sonstige Glasabfälle:** Trinkgläser, Glasvasen, Glasgeschirr, Kerzengläser, Laborgläser



# Fe - Metalle

ENG: Ferrous metals

CZ: železný kovy

## Beispiele:

- **Getränkeverpackungen:** Fe-Getränkedosen, Kronenkorken
- **Sonstige Verpackungen:** Konservendosen, Schraubdeckel, Fe-Spraydosen, leere Farbdosen, Senftuben, Kleiderbügel
- **Sonstige Fe-Metalle:** Schrauben, Nägel, Blecke, Rohre, Beschläge, Werkzeugteile, Metallgeräte, Drähte, Eisengeschirr und -besteck, Blechspielzeug, Fahrradteile



# NE - Metalle

ENG: Non ferrous metals

CZ: Neželezný kovy

Beispiele:

- **Getränkeverpackungen:** Alu-Getränkedosen, Getränkeschraubverschlüsse
- **Sonstige Verpackungen:** Aludeckel, NE-Spraydosen, Futterschalen, Grilltassen
- **Sonstige NE-Metalle:** Alufolie, Teelichthüllen, Buntmetalle





# Organik/Biogene Abfälle

ENG: Organic waste

CZ: Bio-Odpad

## Beispiele:

- Lebensmittel – Zubereitungsreste (Knochen, Salatstrunk, Schalen)
- Lebensmittel – Speisereste
- Lebensmittel in Originalverpackung (verschlossen & angebrochen)
- **Gartenabfälle:** Baum- und Strauchschnitt, Laub, Rasenschnitt, Blumen, Unkraut, Fallobst
- **Sonstige organische Abfälle:** Tierkörper, Federn



# Textilien

ENG: Textile

CZ: Textil

Beispiele:

- Bekleidung, Lederbekleidung
- Wäsche: Bettwäsche, Tischwäsche, Handtücher, Decken und Pölster
- Vorhänge, Stofftaschen, Teppiche



# Holz

ENG: Wood

CZ: dřevo

## Beispiele:

- Lackiertes und beschichtetes Holz, Bretter
- Holzmöbel, Kisten,
- Holzspielzeug, Schnitzereien
- Pressspanplatten, Sägespäne



# Inertstoffe

**ENG: Mineral Waste**

**CZ: Minerální odpad**

## Beispiele:

- Bauschutt: Ziegel, Zement, Putz, Fliesen, Steine
- Keramikgeschirr, Keramikvasen
- Streusplitt, Kleintierstreu (mineralisch), Holzasche





# Problemstoffe

ENG: Hazardous waste (from households)

CZ: Nebezpečný odpad

## Beispiele:

- Medikamente
- Batterien/Akkumulatoren
- Farben/Lacke
- Putz-/Reinigungsmittel
- Säuren, Laugen, Lösemittel
- Öl und ölverschmutzte Abfälle
- Spraydosen, Gaskartuschen, Feuerlöscher



# EAG

**ENG: Waste from electrical and electronic equipment (WEEE)**

**CZ: Elektrozařizení**

## Beispiele:

- Haushaltkleingeräte (Mixer, Radio)
- Elektrisches Werkzeug
- Elektrisches Spielzeug
- IT
- Telekommunikation (Handy)
- Kabel, Ladegeräte
- Leuchtstoffröhren, Energiesparlampen, LED-Lampen



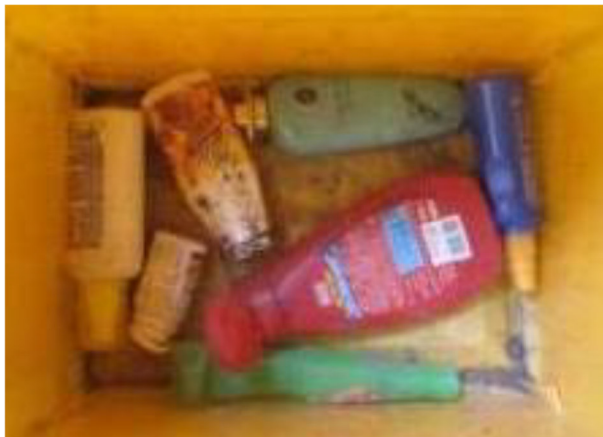
# Kunststoffe

ENG: Plastics

CZ: Plasty

Beispiele:

- Getränkeflaschen
- Sonstige Flaschen (Shampoo, Spülmittel)
- Kübel/Schalen/Becher
- Kunststofffolien
- Styropor
- Spielzeug



# Materialverbunde

ENG: Composite materials

CZ: kompozitní materiál

## Beispiele:

- Getränkeverpackungen (Tetrapack)
- Sonstige Verbundverpackungen (Adventskalender)
- Kaffeepatronen
- Handtasche
- Regenschirme
- Bürsten





# Hygieneartikel/Windeln

ENG: Personal hygiene products/diapers

CZ: hygienické potřeby/plena

## Beispiele:

- Höschenwindeln (Babys und Erwachsene)
- Papierservietten, Papiertaschentücher, Papierhandtücher, Küchenrollen
- Damenhygiene (Binden, Tampons)
- Wattestäbchen, Watte pads



# Andere Abfälle

ENG: other waste

CZ: Zbytek

## Beispiele:

- Ledertaschen, Fahrradschläuche
- Gummimatten, Gummidichtungen
- Kork
- Wachsreste, Glühbirnen, Staubsaugerbeutel



# Feinfraktion (<30 mm)

**ENG: Fine residue**

**CZ: Frakce < 30mm**

**Beispiele:**

- Zigarettenstummel

## Anhang 4

### Abbildungen der Fraktionen aus der selbst durchgeführten Sortierung

Textilien



PPK





Biogene Abfälle



Glas





EAG



NE Metalle





Fe Metalle



Holz





Inertstoffe



Kunststoffe





Materialverbunde



Hygieneartikel





Problemstoffe



Sortierrest



Feinfraktion (<30 mm)

